

Schriftenreihe Band 7 | 2020

wasser infrastruktur ressourcen



Optimierung des Betriebs von Kanalnetzen im Mischsystem auf Basis von Online-Messdaten

Anna Bachmann-Machnik

wasser infrastruktur ressourcen



Technische Universität Kaiserslautern

Fachgebiet Ressourceneffiziente Abwasserbehandlung
Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft
Zentrum für Innovative AbWassertechnologien

Paul-Ehrlich-Straße
67663 Kaiserslautern
☎ +49 631 205-3685
✉ +49 631 205-3905
www.bauing.uni-kl.de/wir



ISSN: 2570-1460 | ISBN: 978-3-95974-128-6

Optimierung des Betriebs von Kanalnetzen im Mischsystem auf Basis von Online-Messdaten

7
wir

Optimierung des Betriebs von Kanalnetzen im Mischsystem auf Basis von Online-Messdaten

Anna Bachmann-Machnik

Kaiserslautern

2020

Bibliografische Information der Deutschen Nationalbibliothek

Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über <http://dnb.d-nb.de> abrufbar.

Schriftenreihe Wasser Infrastruktur Ressourcen · Band 7

Herausgeber: Institut Wasser Infrastruktur Ressourcen

Technische Universität Kaiserslautern
Paul-Ehrlich-Straße 14
67663 Kaiserslautern

Verfasserin: Bachmann-Machnik, Anna

Verlag: Technische Universität Kaiserslautern

Druck: Technische Universität Kaiserslautern
Abteilung 5.6 Foto-Repro-Druck

D-386

© Institut Wasser Infrastruktur Ressourcen · Kaiserslautern 2019



Dieses Werk und alle Einzelbeiträge sind unter einer Creative Commons Lizenz vom Typ Namensnennung 4.0 International (CC BY) zugänglich. Um eine Kopie dieser Lizenz einzusehen, konsultieren Sie <http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/> oder wenden Sie sich brieflich an Creative Commons, Postfach 1866, Mountain View, California, 94042, USA.

Als Manuskript gedruckt. Printed in Germany.

ISSN 2570-1460

ISBN 978-3-95974-128-6

Wasser Infrastruktur Ressourcen

Technische Universität Kaiserslautern

Optimierung des Betriebs von Kanalnetzen im Mischsystem auf Basis von Online-Messdaten

vom Fachbereich Bauingenieurwesen der Technischen Universität Kaiserslautern
zur Erlangung des akademischen Grades Doktor-Ingenieur (Dr.-Ing.)
genehmigte Dissertation

Vorgelegt von

Anna Bachmann-Machnik, M.Sc.

Dekan Prof. Dr. rer. nat. Oliver Kornadt

Prüfungskommission

Vorsitzende Prof. Dr.-Ing. Heidrun Steinmetz

1. Berichterstatter Prof. Dr.-Ing. Ulrich Dittmer

2. Berichterstatter Prof. Dr. rer. nat. Dr.-Ing. András Bárdossy

Datum der Prüfung 21.01.2020

Kaiserslautern 2020
(D 386)

Danksagung

Mein größter Dank gilt Prof. Dr.-Ing. Ulrich Dittmer, meinem Doktorvater, ohne dessen Betreuung die Anfertigung dieser Arbeit nicht möglich gewesen wäre. Danke für all den wertvollen fachlichen Input, Deine stets konstruktive Kritik und Deine Unterstützung in meiner gesamten Zeit an der Universität. Ich hätte mir keine bessere Betreuung vorstellen können.

Ich danke ebenso Prof. Dr. rer. nat. Dr.-Ing. András Bárdossy für seine hilfsbereite wissenschaftliche Betreuung und seine wertvollen Anregungen und Kommentare als Mitberichter.

Auch bei Prof. Dr.-Ing. Heidrun Steinmetz bedanke ich mich für die Leitung des Promotionsverfahrens.

Besonderer Dank gilt der Deutschen Bundesstiftung Umwelt für die finanzielle und ideale Förderung dieser Arbeit.

Ebenfalls bedanken möchte ich mich bei Prof. Dr. rer. nat. Jörg Metzger für seine Unterstützung während der Antragsstellung.

Des Weiteren bedanke ich mich bei meinem Kollegen Amin Ebrahim-Bakshpour für seine Hilfe bei der Systemoptimierung.

Ein großer Dank gilt auch allen Hiwis, die zur Datengewinnung beigetragen haben. Ich bedanke mich bei Jonas Wetzel für die Betreuung der Messtechnik sowie die Unterstützung bei der Datenauswertung, bei Valerie Beck für die Laborarbeiten und bei Moritz Wild, Thomas Bierbaum und Maurizio Calandri für die Betreuung der Messtechnik.

Ein großer Dank auch an alle meine Kollegen des Instituts für Siedlungswasserbau, Wassergüte und Abfallwirtschaft an der Uni Stuttgart für die vielen schönen Jahre, die gute Atmosphäre, die zahlreichen gemeinsamen Aktivitäten und den fachlichen Austausch. Dank auch den Kollegen vom Institut Wasser – Infrastruktur – Ressourcen der Technischen Universität Kaiserslautern dafür, dass Sie mich für die finale Phase meiner Dissertation so gut bei sich aufgenommen haben.

Zu guter Letzt möchte ich mich herzlich bei meiner Familie bedanken, bei meinem Mann Jan für sein Verständnis und seine Hilfe bei allen Programmieraufgaben und bei meinen Eltern für ihre liebevolle Hilfe und Unterstützung in jeder Lebenslage sowohl beruflich als auch privat.

Kurzfassung

Der flächendeckende Ausbau der Kläranlagen in Deutschland hat in den letzten Jahrzehnten zu einer deutlichen Verbesserung der Gewässerqualität geführt. Dennoch ist der ökologische Zustand vieler Gewässer immer noch unbefriedigend. Einen negativen Einfluss auf den Gewässerzustand haben Stoßbelastungen aus Mischwassereinleitungen, die empfindliche aquatische Ökosysteme aufgrund von hydraulischem Stress und stofflichen Belastungen nachhaltig schädigen können.

Diese Arbeit liefert einen Beitrag dazu, wie hoch aufgelöste Online-Messdaten zur Optimierung des Kanalnetzbetriebs genutzt werden können. Hierfür wurden zwei reale Regenüberlaufbecken (RÜB) im Mischsystem in Süddeutschland für zwei Jahre mit Online-Spektrometersonden zur Erfassung von Äquivalenzkonzentrationen von abfiltrierbaren Stoffen (AFS), chemischem Sauerstoffbedarf (CSB, gesamt und gelöst) und Nitrat ausgestattet. Zusätzlich wurden hydrometrische Messdaten an den RÜB vom Betreiber des Entwässerungssystems bereitgestellt.

Den ersten Teil der Arbeit bilden Fracht- und Volumenauswertungen der Einstauereignisse an den beiden RÜB. Die Untersuchungen sollen zum besseren Verständnis der stoffspezifischen und hydraulischen Vorgänge im Mischsystem beitragen. Im zweiten Teil der Arbeit wird ein neuer Ansatz zur Verbesserung des Kanalnetzbetriebes unter direkter Verwendung von Messdaten erprobt. Für diese messdatenbasierte Simulation werden gemessene Ganglinien von Abflussmenge und Feststoffkonzentration direkt als Systeminput eines Transportmodells verwendet. Anhand dieses Modells werden verschiedene Kanalnetzbewirtschaftungsstrategien untersucht. Die folgenden Erkenntnisse lassen sich anhand der durchgeführten Auswertungen ableiten:

Eine Vorhersage der Spülstoßintensitäten anhand der Charakteristiken der Trockenphasen vor den Ereignissen oder der Eigenschaften der Niederschlagsereignisse selbst ist im Untersuchungsgebiet nicht möglich. Eine konstante Akkumulation der Schmutzstoffe auf der Gebietsoberfläche, wie sie in gängigen Qualitätsmodellen angesetzt wird, ist in den Untersuchungsgebieten ebenso wenig vorhanden. Somit kann die Abflussqualität im Untersuchungsgebiet nicht zuverlässig simuliert werden. Betriebsentscheidungen, die auf Basis von Schmutzfrachtmodellen getroffen werden, sind demnach höchst unsicher.

Die in dieser Arbeit neu vorgestellte messdatenbasierte Simulation umgeht diese Unsicherheiten und ersetzt sie durch die Messunsicherheiten selbst. Sie kann die Effizienz verschiedener Bewirtschaftungsstrategien, wie die Verwendung statisch optimierter Drosselabflüsse oder die dynamische Echtzeit-Steuerung von Speicherräumen, zuverlässig bewerten. Eine Dauer der zugrunde liegenden Messdatenzeitreihe von etwa vier Monaten mit mittlerer Niederschlagscharakteristik und etwa 10 Niederschlagsereignissen ist im untersuchten fiktiven System ausreichend für verlässliche Ergebnisse der messdatenbasierten Simulation. In komplexeren Gebieten kann der Datenbedarf höher sein. Die Methodik liefert unter Berücksichtigung der üblichen Messunsicherheiten robuste Ergebnisse.

Abstract

The nationwide improvement of sewage treatment in Germany has led to a significant melioration in water quality in the last decades. However, the ecological status of many water bodies is still unsatisfactory. One reason for these unsatisfying conditions are overflows from combined sewer systems during wet weather.

This study provides a contribution on how high-resolution online measured data can be used to optimize combined sewer system operation. For this purpose, two combined sewer overflow (CSO) tanks in southern Germany were equipped with online spectrometer probes for measuring equivalent concentrations of suspended solids (SS), chemical oxygen demand (COD, total and dissolved) and nitrate for two years. In addition, hydrometric measurements at the CSO tanks were provided by the operator of the sewer system.

The first part of this study presents load and volume evaluations of the rain events at the two combined sewer overflow tanks. The investigations aim at a better understanding of the substance-specific and hydraulic processes in combined sewer systems. In the second part, a new approach for improving sewer network operation directly using measured data is tested. For this data-based simulation, measured hydrographs of discharge quantity and concentrations of total suspended solids are used as system input of a transport model. Different sewer network management strategies are tested.

The following key findings can be derived from the evaluations in this thesis:

A prediction of the first flush intensities based on the characteristics of the antecedent dry weather periods or the characteristics of the rain events themselves is not possible in the study area. A constant accumulation of pollutants on the surface area, as it is applied in common quality models, is also not detectable. Thus, a reliable simulation of the runoff quality is not possible. Operating decisions made based on quality models are therefore highly uncertain.

The presented measured data-based simulation avoids these uncertainties and replaces the model uncertainties by the measurement uncertainty itself. The measured data-based simulation of sewer systems can estimate the effectiveness of various management strategies, such as the use of statically optimized controlled outflows or real-time control of storage volumes.

A duration of the underlying measured data time series of about four months with average precipitation characteristics and about 10 rain events is sufficient for reliable results in the investigated small simplified catchment. In more complex catchment areas, the data demand may be higher. The methodology provides robust results taking into account the usual measurement uncertainties.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	III
Tabellenverzeichnis	IX
Abkürzungsverzeichnis	XI
1 Einleitung.....	1
2 Grundlagen und Kenntnisstand.....	5
2.1 Begriffsdefinitionen	5
2.2 Siedlungsentwässerung im Mischsystem	6
2.2.1 Funktionsweise von Mischsystemen	7
2.2.2 Wirkung von Mischwasserentlastungen auf Gewässer.....	7
2.2.3 Bauwerkstypen im Mischsystem	8
2.2.4 Betrieb von Mischsystemen	9
2.2.5 Kanalnetzsteuerung.....	10
2.3 Modellierung von Abflussquantität und -qualität im Mischsystem	14
2.3.1 Hydraulische Prozesse	14
2.3.2 Qualitätsmodelle	16
2.3.3 Unsicherheiten bei der Modellierung von Mischsystemen.....	18
2.3.4 Optimierung von Entwässerungssystemen mittels Modellierung	19
2.4 Spülstoßeffect	22
2.5 Online-Qualitätsmessungen	24
2.5.1 UV/VIS-Spektrometrie	25
2.5.2 Trübungsmessung.....	28
2.5.3 Einsatzmöglichkeiten von Online-Qualitätsmessungen	29
2.6 Identifikation des Forschungsbedarfs	29
3 Zielsetzung und Forschungsfragen	31
4 Material und Methoden	33
4.1 Untersuchungsgebiet	33
4.2 Messeinrichtungen	34
4.3 Sondenkalibrierung	37
4.3.1 Messstelle und Messeinrichtungen.....	37
4.3.2 Probenahme	37
4.4 Datenaufbereitung	39
4.4.1 Hydrometrische Daten	39
4.4.2 Zulauf-Ablauf-Bilanzierung	40
4.4.3 Qualitätsdaten	41
4.4.4 Ereignisdefinition.....	43
4.5 Statistische Auswertungen	45
4.5.1 Strukturen prüfende Verfahren.....	45
4.5.2 Strukturen entdeckende Verfahren	47
4.6 Messdatenbasierte Simulation.....	52
4.6.1 Fiktives Einzugsgebiet zur Simulation.....	53
4.6.2 Statische Optimierung der Drosselabflüsse	57
4.6.3 Abschätzung des Steuerungspotenzials	57
5 Ergebnisse und Diskussion.....	59
5.1 Niederschlagsdaten	59
5.2 Online-Qualitätsmessungen	62

5.2.1	Betriebserfahrungen UV/VIS Spektrometersonden	62
5.2.2	Sondenkalibrierung.....	65
5.2.3	Zusammenfassende Diskussion zu Online-Qualitätsmessungen in Mischsystemen	67
5.3	Ableitung von Systemkenngrößen	68
5.4	Charakterisierung der erfassten Ereignisse.....	74
5.4.1	Regenüberlaufbecken 1.....	74
5.4.2	Regenüberlaufbecken 2.....	86
5.4.3	Verhalten der Regenüberlaufbecken im Verbund	92
5.4.4	Statistische Analyse der Spülstoßausprägung.....	97
5.4.5	Unsicherheiten	111
5.4.6	Zusammenfassende Diskussion zur Charakterisierung der Ereignisse.....	116
5.5	Zwischenfazit zur Auswertung der Messdaten	117
6	Messdatenbasierte Simulation	119
6.1	Ergebnisse Referenzszenario.....	119
6.2	Statische Drosseloptimierung	124
6.2.1	Systemverhalten	124
6.2.2	Automatische Systemoptimierung.....	127
6.2.3	Einflussgrößen Optimierungspotenzial	141
6.2.4	Beispielhafte Abschätzung des Optimierungspotenzials in realen Systemen.....	146
6.2.5	Zusammenfassende Diskussion zur statischen Drosseloptimierung.....	148
6.3	Abschätzung des Steuerungspotenzials	150
6.3.1	Halbstatische Steuerung.....	151
6.3.2	Volumenabhängige Steuerung	153
6.3.3	Qualitätsabhängige Steuerung	158
6.3.4	Zusammenfassende Diskussion zur Abschätzung des Steuerungspotenzials	162
6.4	Unsicherheiten der messdatenbasierten Simulation.....	165
6.5	Reales Potenzial der statischen Optimierung und Kanalnetzsteuerung	167
6.6	Zwischenfazit zur messdatenbasierten Simulation.....	168
7	Schlussfolgerungen und Ausblick	171
8	Literaturverzeichnis.....	179
Anhang		191
A	Füllstands-Volumenbeziehung der Regenüberlaufbecken.....	193
B	Simulation des fiktiven Einzugsgebiets in EPA SWMM 5.1.....	195
	SWMM-Input-Datei ganglinienbasiertes System	197
	SWMM-Input-Datei vollsimuliertes System.....	201
C	Ergebnisse der Durchflussüberprüfung.....	206
	Regenüberlaufbecken 1	206
	Regenüberlaufbecken 2	207
D	Tabellarische Darstellung der Einzelereignisgrößen an beiden Regenüberlaufbecken	210
E	Weitere Auswertungen zur Charakterisierung der Einstauereignisse aus Kapitel 5.4.....	229
F	Weitere Auswertungen zur messdatenbasierten Simulation aus Kapitel 6	241
G	Steuerungscode.....	246

Abbildungsverzeichnis

2.1:	Beispiel eines ausgeprägten Spülstoßverlaufes	23
2.2:	Charakteristisches Absorptionsspektrum einer Einzelsubstanz	26
2.3:	Aufbau UV/VIS-Spektrometersonde; verändert nach s::can Messtechnik GmbH	26
2.4:	Messspalt UV/VIS-Spektrometersonde	27
2.5:	Messbereich von UV/VIS-Spektrometersonden; verändert nach s::can Messtechnik GmbH	27
2.6:	Grundprinzip und technische Umsetzung der Streulichttrübungsmessung nach BAMO IER 2019	29
4.1:	Temporäre Durchflussmessung im Kanal am RÜB 2 Foto: NIVUS GmbH	35
4.2:	Schematische Darstellung der Fangbecken im Nebenschluss mit Standort der Messeinrichtungen, Bachmann et al. (2016)	35
4.3:	Niederschlagsmessung am RÜB 2	36
4.4:	Trennbauwerk des RÜB 1 (links) und eingebaute Spektrometersonde in der Trockenwetterrinne des RÜB 1 (rechts)	36
4.5:	Messstelle mit UV/VIS-Spektrometersonde im Zulauf des Lehr- und Forschungsklärwerks Büsnau	38
4.6:	Vereinfachtes Fließschema Zulauf Kläranlage Büsnau mit Qualitätsmessstelle	39
4.7:	Beispiel einer Driftkorrektur am Parameter CSB vom 28.02.2016 bis zum 28.03.2016	42
4.8:	Schema Regenüberlaufbecken 2 mit Entleerung vor das Trennbauwerk	43
4.9:	Darstellung M(V)-Diagramm	44
4.10:	Erläuterung Boxplot	45
4.11:	Vergleich modellbasierter Systemoptimierung und messdatenbasierter Systemoptimierung, Q = Durchfluss; c = Konzentration	53
4.12:	Fiktives Einzugsgebiet für Simulationen; RÜB = Regenüberlaufbecken	54
5.1:	Jahresniederschlagsverteilung von 1911-2002 und Jahresniederschlag 2015	59
5.2:	Monatsniederschläge am RÜB 1 und RÜB 2 in 2014 und langjähriges Monatsniederschlagsmittel von 1911-2002	60
5.3:	Jahresniederschläge von 1975-2018 an einer Niederschlagsstation nahe des Untersuchungsgebiets	60
5.4:	Doppelsummenanalyse des Niederschlags am RÜB 1 und RÜB 2 (links) und Korrelation der Tagesniederschlagssummen am RÜB 1 und RÜB 2 (rechts)	61
5.5:	Niederschlagsverhalten an beiden Regenüberlaufbecken im Vergleich	61
5.6:	Korrelation der Niederschlagsdaten der beiden Stationen miteinander unter Betrachtung verschiedener Zeitdifferenzen	62
5.7:	Gemessene Absorptionsspektren in Mischwasser zum Nachtminimum, Tagesmaximum und beim Trockenfallen der Sonde (Luft)	63
5.8:	Beispiel für Daten der oberhalb des Trockenwetterabflusses installierten Sonde; Ereignis vom 17.06.2016	64
5.9:	Beispiel für Kalibrierung der s::can UV/VIS-Spektrometersonde im Zulauf des LFKW-Büsnau bei leichtem Regenwetter am 28.06.2017	66
5.10:	Ergebnisse der Kalibrierung der s::can UV/VIS-Spektrometersonde im Zulauf des LFKW-Büsnau	66
5.11:	Tagesminima und gleitendes Minimum des Durchflusses über 21 Tage am RÜB 1	69
5.12:	Tagesminima und gleitendes Minimum des Durchflusses über 21 Tage am RÜB 2	70
5.13:	Mittlerer Tagesgang für Schmutzwasserabfluss am RÜB 1 (oben links); für Schmutzwasserabfluss, AFS- und CSB-Konzentration am RÜB 2 (oben rechts); mittlerer Tagesgang für Schmutzwasserabfluss am RÜB 1 und RÜB 2 (unten links) und mittlere Trockenwettertagesgänge für AFS- und CSB-Konzentrationen am RÜB 2 (unten rechts)	71
5.14:	Stündliche Trockenwettertagesgangfaktoren am RÜB 1 und RÜB 2 (oben) im Vergleich mit Tagesgängen nach ATV (unten)	71

5.15: Mittlerer Tagesgang der Äquivalenzkonzentration für Durchfluss (links), AFS (AFS _{eq} , nachkalibriert) und CSB (CSB _{eq}) (rechts) im Zulauf des LFKW-Büsnau von Vaihingen kommend	73
5.16: Äquivalenzkonzentration für AFS (AFS _{eq}) und Durchfluss im Zulauf des LFKW-Büsnau von Vaihingen kommend vom 26.04.-04.05.2017	73
5.17: Niederschlags-Abflussbilanzen für 128 Einstauereignisse am RÜB 1 (rechts vergrößerter Ausschnitt)	75
5.18: Charakteristiken der zu den 128 ausgewerteten Einzelereignissen gehörenden Niederschläge und Trockenwetterphasen am RÜB 1	76
5.19: Überlaufvolumen gegen Überlaufdauer (links) und Überlaufvolumen gegen Ereignisdauer und Niederschlag (rechts) am RÜB 1	76
5.20: Tagesniederschläge und Überlaufwahrscheinlichkeiten am RÜB 1	77
5.21: Kumulierte Unterschreitungswahrscheinlichkeit der Zulaufvolumina am RÜB 1	77
5.22: Korrelation Ereignisfrachten mit Ereignisdauern (links) und Ereignisfrachten mit Dauern seit letztem Niederschlagsereignis (rechts) am RÜB 1	78
5.23: M(V)-Diagramme für AFS (links) und CSB (rechts) am RÜB 1	79
5.24: Spülstoßindizes bei 30 % Volumendurchgang für AFS und CSB für alle Einstauereignisse, Ereignisse ohne RÜB-Zulauf und Überlaufereignisse am RÜB 1	80
5.25: Boxplots der ereignisweisen M(V)-Verteilungen für unterschiedliche Anteile am Volumendurchgang am RÜB 1	81
5.26: Mittelwerte und Standardabweichungen der volumenabschnittsweise AFS-Spülstoßindizes SIVol,x für 128 ausgewertete Einstauereignisse am RÜB 1	82
5.27: Häufigkeitsteilungen der AFS-Spülstoßindizes SIVol,x nach Zulaufvolumenabschnitten am RÜB 1	83
5.28: AFS-Frachten für Abflussvolumenabschnitte (je 1 mm Abflusshöhe) während des Ereignisverlaufs am RÜB 1	85
5.29: Korrelation des AFS-Spülstoßindex mit dem Frachtverhältnis der AFS-Fracht vom ersten zum zweiten Abflussmillimeter am RÜB 1	86
5.30: Niederschlags-Abflussbilanzen für 77 Einstauereignisse am RÜB 2 (rechts vergrößerter Ausschnitt)	86
5.31: Charakteristiken der zu den 77 ausgewerteten Einzelereignissen gehörenden Niederschläge und Trockenwetterphasen am RÜB 2	87
5.32: Überlaufvolumen gegen Überlaufdauer (links) und Überlaufvolumen gegen Ereignisdauer und Niederschlag (rechts) am RÜB 2	88
5.33: Tagesniederschläge und Überlaufwahrscheinlichkeiten am RÜB 2	88
5.34: Kumulierte Unterschreitungswahrscheinlichkeit der Zulaufvolumina am RÜB 2	89
5.35: Korrelation Ereignisfrachten mit Ereignisdauern (links) und Ereignisfrachten mit Dauern seit letztem Niederschlagsereignis (rechts) am RÜB 2	89
5.36: M(V)-Diagramme für AFS (links) und CSB (rechts) am RÜB 2	90
5.37: Spülstoßindizes bei 30 % Volumendurchgang für AFS und CSB für alle Einstauereignisse und Überlaufereignisse am RÜB 2	90
5.38: Mittelwerte und Standardabweichungen der volumenabschnittsweise AFS-Spülstoßindizes SIVol,x für 77 ausgewertete Einstauereignisse am RÜB 2	91
5.39: AFS-Frachten für Abflussvolumenabschnitte (je 1 mm Abflusshöhe) während des Ereignisverlaufs am RÜB 2	92
5.40: Korrelation des AFS-Spülstoßindex mit dem Frachtverhältnis der AFS-Fracht vom ersten zum zweiten Abflussmillimeter am RÜB 2	92
5.41: Überlaufverhalten der beiden Regenüberlaufbecken im Vergleich; oben: 01.08.2014-31.12.2015, unten: 01.01.-06.10.2016	93
5.42: Tagesniederschläge und Überlaufwahrscheinlichkeiten am RÜB 1 und RÜB 2 im Vergleich	94
5.43: Monatsniederschlagssummen und Entlastungsvolumen an RÜB 1 und RÜB 2	94

5.44: Kumulierte Unterschreitungshäufigkeiten der AFS- und CSB-Ereignisfrachten an RÜB 1 und RÜB 2	95
5.45: Verteilungen der Spülstoßindizes für CSB und AFS am RÜB 1 und RÜB 2 im Vergleich (nur Ereignisse mit Beckenzulauf am RÜB 1 berücksichtigt)	96
5.46: Korrelation der Spülstoßindizes für die jeweiligen Einzelereignisse am RÜB 1 und RÜB 2	96
5.47: Korrelationsanalysen der Spülstoßindizes für AFS und CSB mit ausgewählten Niederschlagscharakteristika am RÜB 1 für alle Einstauereignisse.....	97
5.48: Korrelationsanalysen der Spülstoßindizes für AFS und CSB mit ausgewählten Niederschlagscharakteristika am RÜB 2 für alle Einstauereignisse.....	98
5.49: Korrelationsanalysen der Spülstoßindizes mit Ereigniszulaufvolumina am RÜB 1 (links) und RÜB 2 (rechts).....	99
5.50: Dendrogramm als Ergebnis der Clusteranalyse nach dem Ward-Verfahren	101
5.51: Screeplot der Faktorenanalyse an RÜB 1	105
5.52: Screeplot der Faktorenanalyse an RÜB 2	107
5.53: Faktordiagramm im gedrehten Faktorbereich für RÜB 2.....	108
5.54: Neuronales Netz mittels mehrschichtigem Perzeptron an RÜB 1.....	109
5.55: Messwerte und vorhergesagte Spülstoßindizes für AFS am RÜB 1	110
5.56: Messwerte und vorhergesagte Spülstoßindizes für AFS am RÜB 2	111
5.57: Dauerlinien der Überstauhöhen und Abflüsse am RÜB 1 (links) und RÜB 2 (rechts)	112
5.58: Spülstoßindizes berechnet über Zulaufvolumina aus stationärer Durchflussmessung gegen Spülstoßindizes aus temporärer Durchflussprüfung am RÜB 1 (links) und RÜB 2 (rechts)	114
5.59: Spülstoßindizes für AFS mit Ausgangsdaten, nachkalibrierten Daten und um Trockenwetterabfluss bereinigt am RÜB 1 (links) und RÜB 2 (rechts).....	115
6.1: Verteilung der Volumina und Frachten bei datenbasierter Simulation mit flächengewichtetem Drosselabfluss.....	120
6.2: Verteilung von Entlastungsvolumen, -fracht, -häufigkeit und -dauer bei datenbasierter Simulation mit flächengewichtetem Drosselabfluss	120
6.3: Einfluss verschiedener Flow Routing-Verfahren auf Entlastungsfracht (links) und Entlastungsvolumen (rechts).....	122
6.4: Monatsweise Abweichungen zwischen gemessenen Abflüssen und vollständig simulierten Abflüssen insgesamt, im Zulauf des RÜB 1 und im Zulauf des RÜB 2	122
6.5: Monatsweise Abweichungen zwischen gemessenen Abflüssen und vollständig simulierten Abflüssen gegen Monatsniederschlagssumme	123
6.6: Änderung der Überlaufvolumina in Abhängigkeit des Drosselabflusses am RÜB 1; flächengewichteter Drosselabfluss rot markiert	125
6.7: Ergebnisse der manuellen Systemoptimierung hinsichtlich Entlastungsvolumen und -fracht (links) sowie Entlastungsereignissen und -dauer (rechts).....	125
6.8: Entlastungsdauer gegen Entlastungsfracht und Entlastungsvolumen bei unterschiedlichen Drosseleinstellungen	126
6.9: Änderung der Zusammensetzung von Entlastungsvolumen (links) und Entlastungsfracht (rechts) abhängig von der Änderung des Drosselabflusses.....	126
6.10: Entlastungsvolumen gegen Entlastungsfracht am RÜB 1 (links) und RÜB 2 (rechts) bei unterschiedlichen Drosseleinstellungen	127
6.11: Gesamtentlastungsvolumen gegen Gesamtentlastungsfracht bei unterschiedlichen Drosseleinstellungen	127
6.12: Einsparung im Vergleich zum Referenzszenario mit flächengewichteten Drosselabflüssen in Abhängigkeit des Optimierungsziels (links) und Veränderung der emittierten Fracht, des emittierten Volumens und der Überlaufdauer an beiden RÜB bei Optimierung hinsichtlich Überlaufvolumen im Vergleich zu Referenz mit flächengewichteten Drosselabflüssen (rechts)	128
6.13: Verteilung von Entlastungsvolumen, Entlastungsfracht, -häufigkeit und -dauer bei messdatenbasierter Simulation mit volumenoptimiertem Drosselabfluss.....	129

6.14: Spezifisches Entlastungsvolumen (links) und spezifische Entlastungsfracht (rechts) pro angeschlossene undurchlässige Fläche an beiden RÜB für flächengewichteten Drosselabfluss (Fläche), volumenoptimierten Drosselabfluss (Volumen) und frachtoptimierten Drosselabfluss (Fracht)	129
6.15: Änderung des Ergebnisses der volumen- (links) und frachtbasierten Optimierung auf Entlastungsvolumen mit der Länge der Datengrundlage.....	130
6.16: Einfluss der Länge der zugrunde liegenden Messdatenzeitreihe auf das Optimierungsergebnis	131
6.17: Einfluss der Anzahl der Niederschlagsereignisse und mittlerer Ereignisniederschläge auf das Optimierungsergebnis	132
6.18: Verschiedene auf die Durchflussmessdaten aufgeprägte Messfehler	133
6.19: Auswirkungen verschiedener auf die Durchflussdaten aufgeprägter Messfehler auf das Optimierungsergebnis und das Entlastungsvolumen unter Verwendung der fehlerhaften Daten	134
6.20: Auswirkungen unvollständiger Zulaufganglinien auf das Optimierungsergebnis	135
6.21: Auswirkungen unvollständiger Zulaufganglinien auf das Optimierungsergebnis bei Verwendung verschiedener Optimierungsziele.....	137
6.22: Zusammenhang des Zulaufverhältnisses von RÜB 2 zu RÜB 1 und des Verhältnisses der optimierten Drosselabflüsse am RÜB 1 und RÜB 2	139
6.23: Optimierungsergebnisse vollständig simuliertes System.....	140
6.24: Einfluss der Ungleichmäßigkeit der angeschlossenen undurchlässigen Fläche auf das Optimierungspotenzial bei vollständig simulierten System	141
6.25: Flächengewichtete Drosselabflüsse im Vergleich zu optimierten Drosselabflüssen im System mit unter- bzw. überentwickeltem Einzugsgebiet 1.....	142
6.26: Auswirkung unterschiedlicher spezifischer Speichervolumina V_S auf das Optimierungspotenzial	143
6.27: Einfluss verschiedener gleichmäßiger spezifischer Speichervolumina im System auf Entlastungsvolumen (links) und Optimierungspotenzial (rechts)	144
6.28: Einfluss verschiedener Auslegungen der Kläranlage auf das Optimierungspotenzial	145
6.29: Zusammenhang des Bestimmtheitsmaßes der Tagesniederschlagssummen der beiden Niederschlagsschreiber mit Volumeneinsparung nach Optimierung	146
6.30: Ganglinien einer simulierten volumenabhängigen Einzelbeckensteuerung basierend auf RÜB 2	154
6.31: Einfluss der Steuerungsgrenzen (links) und Steuerungsauslöser (rechts) auf die Emissionseinsparung im Vergleich zum statisch optimierten System bei der Einzelbeckensteuerung basierend auf RÜB 2.....	155
6.32: Einfluss der Steuerungsauslöser auf die Emissionseinsparung im Vergleich zum statisch optimierten System bei der Einzelbeckensteuerung basierend auf RÜB 2.....	155
6.33: Entlastungsvolumina (oben) und -frachten (Mitte) der einzelnen Überlaufereignisse bei statischen und volumenabhängig gesteuerten Drosselabflüssen und prozentuale Einsparungen durch die volumenabhängige Steuerung für die einzelnen Überlaufereignisse	157
6.34: Verteilung der Entlastungsvolumina der einzelnen Überlaufereignisse auf beide Becken bei statischen und volumenabhängig gesteuerten Drosselabflüssen.....	157
6.35: Verteilung der Entlastungsfrachten der einzelnen Überlaufereignisse auf beide Becken bei statischen und qualitätsabhängig gesteuerten Drosselabflüssen.....	160
6.36: Emissionseinsparung ausgewählter Steuerungsstrategien im Vergleich zu statisch optimierten Drosselabflüssen.....	163
6.37: Zusammenfassender Vergleich der Einsparung verschiedener Betriebsoptimierungen bezogen auf die Emissionen aus realistischem Referenzszenario	167
6.38: Nicht vermeidbare Emissionen und Einsparungsmöglichkeiten durch statische Drosseloptimierung (Minimierung des Überlaufvolumens) und Echtzeitsteuerung	168

7.1:	Übersicht über die Wahl geeigneter Steuerungsstrategien	175
7.2:	Mögliches Vorgehen bei der Betriebsoptimierung von Kanalnetzen im Mischsystem; EZG = Einzugsgebiet; N-A-Bilanzen = Niederschlags-Abflussbilanzen	176
B.1:	Umsetzung des fiktiven Einzugsgebiets mit Ganglinien als Input (ganglinienbasiertes System) in EPA-SWMM	195
B.2:	Umsetzung des fiktiven Einzugsgebiets mit Einzugsgebietsflächen (vollsimuliertes System) in EPA-SWMM	195
B.3:	Umsetzung des fiktiven Einzugsgebiets nach Zentralbeckenansatz in EPA-SWMM	196
C.4:	Durchflussmesswerte der temporären Durchflussprüfung und aus der stationären Wasserstandsmessung berechnete Durchflüsse vom 02.12.2014 bis 10.01.2015 am RÜB 1 ..	206
C.5:	An der Messstelle am RÜB 1 hinterlegte Q-h-Beziehung im Vergleich zu aus Durchflussprüfung ermittelter Q-h-Beziehung	207
C.6:	Ereignisvolumina mittels aus stationärer Wasserstandsmessung ermittelter Durchflüsse bei Regenwetter gegen Ereignisvolumina aus temporärer Durchflussüberprüfung	208
C.7:	An der Messstelle am RÜB 2 hinterlegte Q-h-Beziehung im Vergleich zu aus Durchflussprüfung ermittelter Q-h-Beziehung	208
C.8:	Häufigkeitsverteilung der prozentualen Abweichungen zwischen stationärer Durchflussmessung und Durchflussprüfung an den beiden RÜB	209
E.9:	Korrelation AFS-Ereignisfracht (ohne Fracht durch Trockenwetterabfluss) mit Dauer seit letztem Niederschlagsereignis am RÜB 1	229
E.10:	Korrelationsanalysen der Ereignisfrachten für AFS und CSB mit Ereignisdauern und Dauern der Trockenwetterphasen für alle Überlaufereignisse (oben) und für Ereignisse ohne Beckenzulauf (unten) am RÜB 1	229
E.11:	Korrelationsanalysen der Ereignisfrachten für AFS und CSB mit Ereignisdauern und Dauern der Trockenwetterphasen für alle Überlaufereignisse am RÜB 2	230
E.12:	Boxplots der ereignisweisen M(V)-Verteilungen für unterschiedliche Anteile am Volumendurchgang am RÜB 2	230
E.13:	Korrelationsanalysen der Spülstoßindizes für AFS und CSB mit ausgewählten Niederschlagscharakteristika am RÜB 1 für alle Überlaufereignisse	231
E.14:	Korrelationsanalysen der Spülstoßindizes für AFS und CSB mit ausgewählten Niederschlagscharakteristika am RÜB 1 für alle Ereignisse ohne Beckenzulauf	231
E.15:	Korrelationsanalysen der Spülstoßindizes für AFS und CSB mit ausgewählten Niederschlagscharakteristika am RÜB 2 für alle Überlaufereignisse	232
E.16:	Korrelationsanalysen der Spülstoßindizes und Frachtverhältnisse vom ersten zum zweiten Abflussmillimeter für AFS mit ausgewählten Niederschlagscharakteristika am RÜB 1 für alle Einstauereignisse	232
E.17:	Korrelationsanalysen der Spülstoßindizes und Frachtverhältnisse vom ersten zum zweiten Abflussmillimeter für AFS mit ausgewählten Niederschlagscharakteristika am RÜB 2 für alle Einstauereignisse	233
E.18:	Korrelationen der Niederschlagssummen und Dauern der Trockenwetterperioden für die Einzelereignisse am RÜB 1 und RÜB 2	233
E.19:	Korrelation der Ereignisdauern (links) und Frachtverhältnisse vom ersten zum zweiten Abflussmillimeter für AFS (rechts) für die Einzelereignisse am RÜB 1 und RÜB 2	234
E.20:	Neuronales Netz mittels mehrschichtigem Perzeptron an RÜB 2	240
F.21:	Annäherung an die optimale Entlastungsmenge (Function value in m ³) mittels automatischer Systemoptimierung unter Verwendung von Simulated Annealing in Matlab	241
F.22:	Monatsweise Verteilung der Ereignisniederschlagssummen	241
F.23:	Monatsweise Verteilung der Ereignisdauern	242
F.24:	Monatsweise Verteilung der Ereignisintensitäten	242
F.25:	Zusammenhang des Zulaufverhältnisses von RÜB 2 zu RÜB 1 und des Verhältnisses der optimierten Drosselabflüsse am RÜB 2 und RÜB 1 im vollständig simulierten System	243
F.26:	Auswirkungen veränderter Haltungslängen auf die Fließzeiten im System dargestellt am Beispiel eines virtuellen Tracers	243

F.27: Fünfminutenmittelwerte der Zulaufdaten an RÜB 2 am 16.04.2014	243
F.28: Beispielhafte Frachtganglinien der mittels Zentralbeckenansatz ausgewerteten Überlaufereignisse vom 29.08.14, 31.08.14, 12.-13.09.14 und 15.04.15 (von oben nach unten)	244
F.29: Entlastungsfrachten (oben) und -volumina (Mitte) der einzelnen Überlaufereignisse bei statischen und qualitätsabhängig gesteuerten Drosselabflüssen und prozentuale Einsparungen durch die qualitätsabhängige Steuerung für die einzelnen Überlaufereignisse	245

Tabellenverzeichnis

2.1:	Übersicht über Online-Qualitätsmessverfahren in Siedlungsentwässerungssystemen	24
4.1:	Einzugsgebietsdaten der untersuchten Regenüberlaufbecken	34
4.2:	Bauwerksdaten der untersuchten Regenüberlaufbecken	34
4.3:	Übersicht über Probenahmetage im Zulauf des Lehr- und Forschungsklärwerts Büsnau	38
4.4:	Parameter zur Darstellung der Regenüberlaufbecken im System	55
4.5:	Einzugsgebietsparameter für Vergleichssimulationen mit Flächen	56
5.1:	Zulaufwerte Trockenwetter am RÜB 1 und RÜB 2 sowie im Zulauf des LFKW Büsnau von Vaihingen kommend.....	72
5.2:	Statistische Kenngrößen der Spülstoßindizes für AFS, CSB, CSBf und Nitrat am RÜB 1	80
5.3:	Statistische Kenngrößen der Spülstoßindizes für AFS, CSB, CSBf und Nitrat am RÜB 2	91
5.4:	Überlaufdauern an beiden untersuchten Regenüberlaufbecken	93
5.5:	F-Wert, Varianz und Mittelwert für hierarchisch geclusterte Spülstoßindizes für AFS am RÜB 2	102
5.6:	F-Wert, Varianz und Mittelwert für hierarchisch geclusterte Spülstoßindizes für AFS am RÜB 1	103
5.7:	F-Wert, Varianz und Mittelwert für K-Means geclusterte Spülstoßindizes für AFS am RÜB 2	103
5.8:	F-Wert, Varianz und Mittelwert für K-Means geclusterte Spülstoßindizes für AFS am RÜB 1	104
5.9:	Eigenwerte und erklärte Anteile der Varianz an RÜB 1	105
5.10:	Unrotierte und rotierte Faktorenmatrix an RÜB 1	105
5.11:	Unrotierte und rotierte Faktorenmatrix an RÜB 2	107
6.1:	Überprüfung der Volumen- und Frachtbilanzen der messdatenbasierten Simulation.....	119
6.2:	Überprüfung der Volumen- und Frachtbilanzen der messdatenbasierten Simulation.....	124
6.3:	Mittels Simulated Annealing ermittelte optimale Drosselabflüsse für unterschiedliche Optimierungszielgrößen	127
6.4:	Kenngrößen der zur vollständigen Simulation verwendeten Niederschlagschreiber	145
6.5:	Optimierungspotenzial im fiktiven Referenzszenario	147
6.6:	Untersuchte Fehlerarten und Auswirkungen auf die Optimierungsergebnisse.....	150
6.7:	Monatsweise optimale Drosseleinstellungen für halbstatistische Systemsteuerung	152
6.8:	Drosseleinstellungen für halbstatistische Systemsteuerung mit optimalen Drosselabflüssen der vorangegangenen drei Monate	153
6.9:	Anzahl der Entlastungsereignisse bei den verschiedenen untersuchten Betriebsvarianten im Vergleich.....	164
A.1:	Füllstands-Volumenbeziehung über Beckengeometrie und prozentual nach Höhe für RÜB 1	193
A.2:	Füllstands-Volumenbeziehung über Beckengeometrie und prozentual nach Höhe für RÜB 2	194
B.3:	Sohl- und Schachthöhen im fiktiven Einzugsgebiet.....	196
B.4:	Haltungslängen und -durchmesser im fiktiven Einzugsgebiet	196
B.5:	Sohl- und Schachthöhen im fiktiven Einzugsgebiet für Zentralbeckenansatz.....	197
B.6:	Haltungslängen und -durchmesser im fiktiven Einzugsgebiet für Zentralbeckenansatz	197
D.7:	Übersicht über Niederschlagscharakteristika und Spülstoßindizes der Einstauereignisse am RÜB 1	210
D.8:	Übersicht über Ereignisvolumina und Ereignisfrachten der Einstauereignisse am RÜB 1.....	216
D.9:	Übersicht über Niederschlagscharakteristika und Spülstoßindizes der Einstauereignisse am RÜB 2	221
D.10:	Übersicht über Ereignisvolumina und Ereignisfrachten der Einstauereignisse am RÜB 2.....	225
E.11:	Korrelationen nach Pearson nach Gleichung (4.5) für Niederschlagscharakteristika und AFS- Spülstoßindex am RÜB 2	234
E.12:	Korrelationen nach Spearman nach Gleichung (4.6) für Niederschlagscharakteristika und AFS- Spülstoßindex am RÜB 2	235
E.13:	Korrelationen nach Pearson nach Gleichung (4.5) für Niederschlagscharakteristika und Spülstoßindex am RÜB 1	235

E.14: Korrelationen nach Spearman nach Gleichung (4.6) für Niederschlagscharakteristika und Spülstoßindex am RÜB 1	236
E.15: Anti-Image Korrelationsmatrix nach Gleichung (4.12) der analysierten Variablen an RÜB 1 ...	237
E.16: Anti-Image Korrelationsmatrix nach Gleichung (4.12) der analysierten Variablen an RÜB 2 ...	238

Abkürzungsverzeichnis

AFS	Abfiltrierbare Stoffe (mg/l)
AFS _{eq}	Äquivalenzkonzentration für abfiltrierbare Stoffe (mg/l)
A _{E,k}	Kanalisiertes Einzugsgebiet (ha)
AST	Abflusssteuerung
A _U	Undurchlässige Fläche (ha)
COD	Chemical oxygen demand = Chemischer Sauerstoffbedarf (mg O ₂ /l)
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf (mg O ₂ /l)
CSB _{eq}	Äquivalenzkonzentration für chemischen Sauerstoffbedarf (mg O ₂ /l)
CSB _f	filtrierter (gelöster) chemischer Sauerstoffbedarf (mg O ₂ /l)
CSB _{f,eq}	Äquivalenzkonzentration für filtrierten CSB (mg O ₂ /l)
CSO	Combined sewer overflow = Mischwasserüberlauf
CSO tank	Combined sewer overflow tank = Regenüberlaufbecken
EW	Einwohner
EZG	Einzugsgebiet
ISWA	Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart
LFKW	Lehr- und Forschungskläwerk des Instituts für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart
MFFR	Mass First Flush Ratio = Spülstoßindex
MSA	Measure of Sampling Adequacy
N-A	Niederschlags-Abfluss
KMO	Kaiser-Meyer-Olkin
Q _m	Mischwasserabfluss zur Kläranlage (l/s)
q _r	Regenabflussspende (l/s·ha)
RTC	Real Time Control = Abflusssteuerung
RÜ	Regenüberlauf
RÜB	Regenüberlaufbecken
SI	Spülstoßindex
SS	Suspended solids = Abfiltrierbare Stoffe (mg/l)
V _s	Spezifisches Speichervolumen Regenüberlaufbecken (m ₃ /ha)

1 Einleitung

Siedlungsentwässerungssysteme sind ein wichtiger Bestandteil moderner urbaner Infrastruktur und sichern nicht nur Gesundheit und Wohlbefinden der Bevölkerung, sondern tragen auch entscheidend zum Schutz der aquatischen Ökosysteme bei. Durch die Etablierung von wirksamen Abwasserreinigungsverfahren und den Ausbau der Mischwasserbehandlung in den letzten Jahrzehnten hat sich die Gewässergüte in Deutschland deutlich verbessert (BMU 2013). Die europäische Wasserrahmenrichtlinie unterstreicht die Notwendigkeit eines guten ökologischen und chemischen Zustandes der Oberflächengewässer (EG-WRRL 2000), an dessen Erhalt eine effiziente Siedlungsentwässerung maßgeblich beteiligt ist. Nichtsdestotrotz ist die ökologische Qualität an einigen Gewässern immer noch defizitär. Eine Ursache dafür stellen Entlastungen aus dem Mischsystem bei Regenwetter dar.

Die Aufgaben des Kanalnetzes sind Sammlung, Transport und Speicherung des im besiedelten Gebiet anfallenden Wassers. In Deutschland kann zwischen zwei grundlegenden Typen von Entwässerungssystemen unterschieden werden: Dem Trennsystem, in dem Regen- und Trockenwetterabfluss (Fremdwasser und Schmutzwasser) in getrennten Leitungen transportiert werden und dem Mischsystem, in dem Trockenwetterabfluss und Regenwasser in einer Leitung zur Abwasserreinigungsanlage geleitet werden (Gujer 2007). An die Mischwasserkanalisation sind etwa 50 % der deutschen Bevölkerung angeschlossen (Statistisches Bundesamt 2013; Dettmar und Brombach 2019).

Abwasserreinigungsanlagen werden aus Wirtschaftlichkeitsgründen in der Regel nur auf das Drei- bis Neunfache des maximalen Schmutzwasseranfalles plus Fremdwasser (ATV-DVWK 2003) ausgelegt. Im Mischsystem können bei Niederschlagsereignissen jedoch sehr viel größere Wassermengen anfallen. Um die hydraulische Überlastung von Abwasserreinigungsanlagen zu vermeiden, muss daher bei Niederschlagsereignissen nicht oder nur wenig behandeltes Mischwasser in die Gewässer entlastet werden. Diese Mischwasserentlastungen weisen oftmals hohe Konzentrationen an organischen Bestandteilen (CSB), Feststoffen (AFS), Ammonium und Spurenstoffen auf. (z. B. Casadio et al. 2010; Chambers et al. 1997; Gasperi et al. 2012) Diese stoffliche Belastung sowie die zusätzliche hydraulische Belastung kann die Ökosysteme der Gewässer, in die eingeleitet wird, schädigen (z. B. Borchardt und Sperling 1996; Ellis 2000; Passerat et al. 2011). Die Menge der jährlich durch Mischwasserüberläufe emittierten Frachten kann dabei je nach betrachtetem Stoff größer sein als der über die Kläranlage emittierte Anteil (Launay et al. 2016).

Speichervolumina im Kanalsystem in Form von Regenüberlaufbecken (RÜB) dienen dazu, die Kläranlage hydraulisch zu entlasten und gleichzeitig Mischwasserentlastungen zu reduzieren. Das herkömmlich betriebene Kanalsystem und seine Bestandteile sind in der Regel äußerst starr und können nur langsam und mit sehr kapitalintensiven baulichen Veränderungen an sich ändernde Randbedingungen angepasst werden (García et al. 2015). Zusätzlich nehmen durch die vom Klimawandel veränderte Niederschlagscharakteristik in vielen Gebieten und die zunehmende Flächenversiegelung infolge von Urbanisierung die Bedeutung von Mischwasserentlastungen und die damit

1. Einleitung

verbundenen negativen ökologischen Folgen weiter zu (z. B. Berggren et al. 2012; Denault et al. 2006; Semadeni-Davies et al. 2008).

Für die Minimierung der Emissionen aus dem Gesamtsystem ist ein möglichst gleichmäßiges Systemverhalten erforderlich. Dieses wird in der Bemessung durch das Ansetzen einer gleichmäßigen Regenabflussspende an allen Becken gewährleistet (ATV 1992). In der Praxis werden die vorhandenen Speichervolumina in Kanalnetzen oft nicht an die örtlichen Gegebenheiten angepasst bewirtschaftet. Gründe hierfür können eine inhomogene Niederschlagsverteilung im Einzugsgebiet sowie der vom Planungszustand abweichende aktuelle Entwicklungszustand der Gebiete sein.

Sowohl die statische Optimierung der Drosselabflüsse im System als auch dynamische Steuerungsstrategien können dazu beitragen, das Entwässerungssystem an die aktuellen Randbedingungen anzupassen und so Emissionen effektiv zu reduzieren (z. B. HMULV 2004a; Dirckx et al. 2011; Seggelke et al. 2013; Weinreich et al. 1997). Zusätzlich machen dynamische Kanalnetzsteuerungen das starre Kanalsystem flexibler gegenüber Veränderungen in den Einzugsgebieten.

Optimierungen des Kanalnetzes werden i. d. R. auf der Basis von Schmutzfrachtsimulationen durchgeführt (HMULV 2004a; RP Tübingen 2010; Landesamt für Umweltschutz Sachsen Anhalt 2014). Auch die Evaluierung der Effizienz verschiedener Steuerungsstrategien basiert auf Modellierungsergebnissen (z. B. Seggelke et al. 2008; Weinreich et al. 1997). Diese Modellierungsergebnisse sind jedoch häufig mit großen Unsicherheiten behaftet (Dotto et al. 2010; Kanso et al. 2005) und gerade die Frachten, die die Zielgröße von Bemessungen oder Optimierungen, sind werden nur unzureichend abgebildet. Aus diesem Grund kann es zu systematischen Fehleinschätzungen bei der Bewertung verschiedener Bewirtschaftungsvarianten führen. Im Gegensatz zum Modell geben Messdaten, wenn sie hinreichend geprüft wurden, das tatsächliche Verhalten der Einzugsgebiete (EZG) und des Entwässerungssystems wieder.

Die fortschreitenden technischen Entwicklungen bei der Online-Messung von Abflussquantität und -qualität bieten die Möglichkeit, Optimierungspotenziale in den Kanalsystemen direkt anhand von Messdaten zu erkennen und zu nutzen. Die flächendeckende Ausstattung aller Regenüberlaufbecken ist in einigen Bundesländern, wie Baden-Württemberg oder Nordrhein-Westfalen bereits ein erklärtes Ziel bzw. bereits Bestandteil der aktuellen Gesetzgebung (SüwVO Abw NRW 2013; Dittmer et al. 2018). Neue Methoden und nahezu unbegrenzter Speicherplatz sowie schnelle Datenübertragungswege ermöglichen eine Echtzeitüberwachung der Prozesse in Kanalnetzen. Doch wie genau, hoch aufgelöste online Messdaten robust und effizient zur Verbesserung des Betriebs der Kanalnetze und damit der Gewässersituation genutzt werden können, ist weiterhin unklar.

Ziel dieser Arbeit ist es, aufzuzeigen, wie hoch aufgelöste Online-Messdaten für die Optimierung des Betriebs von Mischsystemen direkt verwendet werden können. Verschiedene sowohl auf reinen Abfluss- und Wasserstandsmessungen basierende als auch auf Qualitätsmessungen basierende Bewirtschaftungsstrategien des Kanalnetzes

werden erprobt und deren Effizienz in Hinblick auf Vermeidung von emittierten Volumina und Schmutzstofffrachten wird untersucht. Dies geschieht basierend auf mehr als zwei Jahren Online-Messdaten von zwei realen Regenüberlaufbecken eines Entwässerungssystems in Süddeutschland.

Teil dieser Arbeit sind sowohl umfangreiche Frachtauswertungen der Messdaten der beiden RÜB sowie eine messdatenbasierte Optimierung eines fiktiven Einzugsgebietes zur Abschätzung verschiedener Bewirtschaftungsstrategien. Diese Untersuchungen sollen ein besseres Verständnis der stoffspezifischen und hydraulischen Vorgänge im Mischsystem liefern und grundlegende Hinweise zur statischen Systemoptimierung sowie Implementierung einer in Hinblick auf emittierte Volumina und Frachten optimalen Abflusssteuerung im Mischsystem unter Verwendung von Messdaten geben.

Aufbau der Arbeit

Die Arbeit gliedert sich in zwei Hauptteile, die Auswertung der hoch aufgelösten Messdaten aus den Einzugsgebieten (Teil 1, Ergebnisse in Kapitel 5) und die messdatenbasierte Simulation des fiktiven idealen Einzugsgebiets (Teil 2, Ergebnisse in Kapitel 6).

Nach der Erläuterung des Mischsystems und dessen Funktionsweise in Kapitel 2.2.1 werden zunächst die wichtigsten Auswirkungen von Mischwasserentlastungen auf die Gewässer beschrieben (Kapitel 2.2.2). Anschließend werden die in Deutschland im Mischsystem eingesetzten Bauwerkstypen und deren Betrieb erläutert (Kapitel 2.2.3 und 2.2.4). Kapitel 2.2.5 befasst sich mit Kanalnetzsteuerungen. Im nächsten Abschnitt des Grundlagenteils werden die Modellierung von Abflussquantität und -qualität sowie die Grenzen der Modellierung und die Anwendung von Optimierungsverfahren in der Siedlungsentwässerung beschrieben. Im Anschluss daran wird der Spülstoßeffect in Kapitel 2.4 näher erläutert. Zum Abschluss des Kapitels zu Grundlagen und Kenntnisstand wird das Messprinzip von Online-Qualitätsmessungen, die eine wichtige Basis zu der in dieser Arbeit durchgeführten Auswertungen darstellen, dargestellt.

In Kapitel 3 werden die Forschungsfragen und die Zielsetzung dieser Arbeit dargestellt. Im Anschluss daran wird in Kapitel 4 zunächst das Untersuchungsgebiet mit der eingesetzten Messtechnik erläutert. In Kapitel 4.4 wird das Vorgehen bei der Datenaufbereitung beschrieben. Die verwendeten statistischen Verfahren zur Datenauswertung sind in Kapitel 4.5 dargestellt.

Neben der ereignisweisen Auswertung von Online-Qualitäts- und Durchflussdaten bilden messdatenbasierte Simulationen eines fiktiven Einzugsgebiets einen wichtigen Teil dieser Arbeit. Das System und die Vorgehensweisen dazu werden in Kapitel 4.6 erläutert. Anschließend werden die Ergebnisse der Datenauswertung in Kapitel 5 dargestellt und diskutiert.

In Kapitel 6 werden die Ergebnisse der messdatenbasierten Simulationen des fiktiven idealen Einzugsgebiets diskutiert. Beispielhaft werden verschiedene volumen- und qualitätsabhängige Steuerungsstrategien untersucht.

Den Abschluss dieser Arbeit bilden mit Kapitel 7 die Schlussfolgerungen aus den gewonnenen Erkenntnissen sowie der Ausblick.

2 Grundlagen und Kenntnisstand

Dieses Kapitel soll eine Grundlage zum Verständnis der Funktionsweise von Mischsystemen und deren Bewirtschaftung liefern. Dazu werden zunächst die im Verlauf dieser Arbeit verwendeten Begriffe definiert. Anschließend werden die Funktionsweise von Mischsystemen sowie relevante Effekte in Kanalnetzen und die wichtigsten Auswirkungen von Mischwassereinleitungen auf die Gewässer diskutiert. Abschließend werden verschiedene Bewirtschaftungsstrategien zur Verringerung der negativen Auswirkungen von Mischwasserentlastungen erläutert.

2.1 Begriffsdefinitionen

Abflusssteuerung	Alle planmäßigen Eingriffe in Abfluss- Speicherungs- und Entlastungsvorgänge innerhalb des Kanalisationssystems (DWA), in dieser Arbeit auch als Kanalnetzsteuerung bezeichnet
Undurchlässige Fläche	Rechenwert zur Quantifizierung des Anteils der Einzugsgebietsfläche, der bei Regen nach Abzug von Benetzungs- und Muldenverlusten vollständig zum Abfluss in ein Entwässerungssystem gelangt. (ATV 1992)
Echtzeitsteuerung	Ein System, das im Kanalnetz in Echtzeit nach (beinahe) zeitgleich im System gemessenen Parametern Steuervorgänge an Stellorganen vornimmt. (Schütze et al. 2004) Alle in dieser Arbeit beschriebenen Abflusssteuerungen bezeichnen Echtzeitsteuerungen.
Fremdwasser	Unbelastetes Abwasser (Gujer 2007), häufig aus verrohrten Bächen oder Grundwasser
Kalibrierung	Prozess zur reproduzierbaren Feststellung und Dokumentation einer Messgröße gegenüber einer anderen Maßvergrößerung unter Berücksichtigung der Messunsicherheiten (JCGM 2008)
Lokale Steuerung	Voneinander unabhängiger Betrieb der Stellorgane eines Entwässerungssystems (DWA)
Mischwasser	Abfluss im Mischsystem bestehend aus Trockenwetterabfluss und Niederschlagsabfluss
Trockenwetterabfluss	Stetig anfallendes Abwasser bestehend aus häuslichem und gewerblichen Abwasser sowie Fremdwasser (Gujer 2007)
Verbundsteuerung	Veränderung der lokalen Sollwerte für den Abfluss in Abhängigkeit von aktuellen Systeminformationen im gesamten Entwässerungsnetz (DWA)

Eigene Begriffsdefinitionen zur Verwendung in dieser Arbeit

Qualitätsbasiert	Bewirtschaftungsstrategien, mit dem Ziel der Reduktion der Entlastungsfracht, können sowohl dynamisch (Steuerung) als auch statisch sein
Volumenbasiert	Bewirtschaftungsstrategien, mit dem Ziel der Reduktion des Entlastungsvolumens, können sowohl dynamisch (Steuerung) als auch statisch sein
Qualitätsabhängig	Steuerungsstrategien, die Qualitätsdaten (gemessen oder simuliert) als Eingangsgröße für die Steuerung verwenden
Volumenabhängig	Steuerungsstrategien, die hydrometrische Daten als Eingangsgröße für die Steuerung verwenden
Messdatenbasiert	Simulationen oder Optimierungen, die direkt die Messdaten unter Umgehung der hydrologischen Modellkomponenten als Eingangsgrößen verwenden

Begriffsdefinitionen im Kontext internationaler Literatur

In internationaler Literatur wird der Begriff „control“ sowohl für statische Drosselstellungen als auch für dynamische Steuerungseingriffe verwendet (Lund et al. 2018). Real time control (RTC) bezeichnet alle Eingriffe, die in dieser Arbeit als Abflusssteuerungen bezeichnet werden.

2.2 Siedlungsentwässerung im Mischsystem

Mit dem Entstehen großer Siedlungen und Städte begann auch die Entwicklung der Siedlungswasserwirtschaft. Erste Stadtentwässerungsanlagen wurden bereits vor mehr als 6.500 Jahren erbaut. (Gujer 2007) Dabei haben sich die Ziele, mit denen die ersten Siedlungsentwässerungsanlagen errichtet wurden, bis heute nicht verändert. Nach Butler und Davies (2004) werden die folgenden Zielsetzungen in der modernen Siedlungswasserwirtschaft verfolgt:

- Schutz vor Krankheiten
- Überflutungsschutz
- Schutz der Gewässer vor Verschmutzung

Es wird zwischen zwei grundlegenden Typen von Kanalnetzen unterschieden, dem Trennsystem und dem Mischsystem. Im Trennsystem werden Niederschlagsabfluss und stetig anfallendes Abwasser (Trockenwetterabfluss) voneinander getrennt abgeleitet. Im Mischsystem erfolgt der Transport gemeinsam in einer Leitung. Deutschland wird zu etwa der Hälfte im Mischsystem entwässert (Statistisches Bundesamt 2013; Dettmar und Brombach 2019).

In dieser Arbeit werden ausschließlich Bewirtschaftungsstrategien im Mischsystem betrachtet. Im folgenden Abschnitt wird die grundlegende Funktionsweise von Mischsystemen und darin zum Einsatz kommenden Bauwerken näher erläutert.

2.2.1 Funktionsweise von Mischsystemen

Häusliches und gewerbliches Abwasser sowie Fremdwasser werden im Mischsystem gemeinsam mit dem bei Niederschlägen anfallenden Regenwasser in gemeinsamen Kanälen zur Kläranlage weitergeleitet. Kläranlagen wurden früher auf das zweifache, heute auf das 3-9fache des Trockenwetterabflusses ausgelegt (ATV-DVWK 2003). Bei Niederschlagsereignissen kann dieser Abfluss aber mit der bis zu 100fachen Menge des Trockenwetteranfalles sehr viel größer sein. Die vollständige Ableitung und Behandlung dieser großen Wassermengen, die durch die Verdünnung mit verhältnismäßig sauberem Niederschlagswasser oft nur geringe Konzentrationen an Verschmutzungsparametern aufweisen, ist weder unter wirtschaftlichen noch unter ökologischen Gesichtspunkten sinnvoll. Um das Kanalnetz und die Kläranlage hydraulisch nicht zu überlasten, sind daher Anlagen notwendig, die die Mischwasserströme bei Regen aufteilen können. Eine einfache Aufteilung des im Kanalnetz bei Niederschlag abfließenden Wassers erfolgt an Regenüberläufen (RÜ) (Klippstein und Dittmer 2017). Regenüberläufe entlasten den über den Weiterleitungsabfluss hinausgehenden Anteil des Mischwassers unbehandelt in die Gewässer.

2.2.2 Wirkung von Mischwasserentlastungen auf Gewässer

Mischwasserentlastungen können aquatische Ökosysteme nachhaltig schädigen (z. B. Borchardt et al. 1998; Burton und Pitt 2002; Casadio et al. 2010; Ellis 2000; Passerat et al. 2011; Scherer et al. 2003). Die Gesamtheit der Schädigung der Ökosysteme wird in der Fachwelt unter dem Begriff „Urban Stream Syndrome“ zusammengefasst (siehe u. a. Walsh et al. 2005).

Aus befestigten Einzugsgebieten tritt der Abfluss deutlich früher auf als aus natürlichen Einzugsgebieten. Die Spitzenabflüsse sind zudem höher als die von natürlichen Flächen abfließenden Abflüsse, da auf versiegelten Flächen kaum Retention stattfindet. Dadurch ist die hydraulische Belastung durch Mischwasserentlastungen auf die Gewässer bei starken Niederschlagsereignissen hoch. Durch das Zusammenfallen dieser Spitzenabflüsse mit den durch das träger reagierende Einzugsgebiet noch niedrigeren Basisabflüssen in den Gewässern bei einer Entlastung wird diese Problematik noch verschärft. Schädigungen der Gewässersohle und die Abspülung von Sedimenten nach Mischwasserentlastungen können dann die Folge sein.

In Hinblick auf die stoffliche Belastung der Gewässer sind die folgenden Parameter von besonderer Bedeutung (z. B. Dittmer 2006; Ellis und Hvitved-Jacobsen 1996):

- Kurzzeitige Ammoniumkonzentrations- und Frachtspitzen aufgrund akuter Toxizität des im Dissoziationsgleichgewicht stehenden Ammoniaks
- Ereignisse mit hoher organischer Belastung wegen möglichen Sauerstoffmangelsituationen beim Abbau
- Langzeitfrachten eingeleiteter Feststoffe aufgrund von Verschlämmung der Gewässersohle

Zudem weisen Feststoffe oftmals eine gute Korrelation zu verschiedenen partikulär gebundenen Schadstoffen auf (z. B. Casadio et al. 2010; Copetti et al. 2019). Somit kann der Parameter AFS auch als Indikator für andere Schadstoffe verwendet werden.

Insgesamt ist die Verminderung der negativen Auswirkungen von Entlastungen aus Mischsystem eine wichtige Aufgabe der modernen Siedlungsentwässerung, die einen großen Beitrag zum Gewässerschutz liefern kann. Verschiedene Bauwerkstypen und Behandlungsanlagen werden daher eingesetzt, um die negativen Auswirkungen von Mischwasserentlastungen zu minimieren.

2.2.3 Bauwerkstypen im Mischsystem

Zum Schutz der Gewässer vor Mischwassereinleitungen kann das über den Weiterleitungsabfluss hinausgehend anfallende Mischwasser zwischengespeichert und nach Ende des Niederschlagsereignisses gedrosselt an die Kläranlage weitergeleitet werden. Diese Zwischenspeicherung erfolgt innerhalb von Speicherräumen wie Regenüberlaufbecken.

Bei Bauwerken zur Zwischenspeicherung von Mischwasserabflüssen kann zwischen Fangbecken, Durchlaufbecken und Verbundbecken unterschieden werden. Diese können sowohl im Hauptschluss als auch im Nebenschluss angeordnet sein. Im Hauptschluss stehen Beckenkammer und Kanalnetz in hydraulischem Kontakt. Im Nebenschluss sind Beckenkammer und Kanalnetz sowohl bei der Füllung der Becken als auch bei deren Entleerung hydraulisch entkoppelt (ATV 2013). Der Bau von Fangbecken empfiehlt sich in kleineren Gebieten, in denen mit hohen Abflusskonzentrationen zu Beginn der Niederschlagsereignisse zu rechnen ist. (Klippstein und Dittmer 2017)

Fangbecken sind so konstruiert, dass sie den ersten Teil des Abflusses bei einem Niederschlagsereignisses auffangen und nach Ende des Regenereignisses an die Kläranlage weiterleiten (ATV 2013). Ist das Becken vollständig gefüllt, erfolgt der Abschlag des Mischwassers über den Beckenüberlauf ohne die Speicherkammer zu passieren. Die Zulaufkonzentration des Beckens entspricht somit der Überlaufkonzentration.

Durchlaufbecken weisen neben der reinen Speicherwirkung auch eine mechanische Reinigungswirkung auf das überlaufende Wasser auf. Das zulaufende Mischwasser durchfließt auch im Falle eines Überlaufs über den Klärüberlauf die Speicherkammer. Dabei sedimentieren partikuläre Stoffe und Schwimm-, Leicht und Grobstoffe werden zurückgehalten. (ATV 2013)

Der Bau von Durchlaufbecken bietet sich in größeren Einzugsgebieten mit gleichmäßigen Abflusskonzentrationen an. Neben reinen Fang- und Durchlaufbecken existieren auch Kombinationen aus den beiden Beckentypen, Verbundbecken genannt. Diese sollen nach ATV 2013 die Vorteile beider Beckenarten miteinander kombinieren.

Eine den RÜB sehr ähnliche Funktionsweise haben Stauraumkanäle. Sie dienen ebenso zur Zwischenspeicherung und gedrosselten Weiterleitung von Mischwasser bei Regenereignissen. Es handelt sich dabei um langgestreckte Wasserspeicher, die in der Regel aus Rohrleitungen mit großem Durchmesser konstruiert sind. Stauraumkanäle mit oben liegender Entlastung entsprechen in ihrer Wirkungsweise der eines Fangbeckens

im Hauptschluss, Stauraumkanäle mit unten liegender Entlastung entsprechen Durchlaufbecken. Auch eine zwischenliegende Entlastung und eine kaskadenweise Anordnung von Stauraumkanälen sind möglich.

In Deutschland sind derzeit etwa 24.000 Regenüberlaufbecken mit einem Speichervolumen von insgesamt 15 Mio. m³ in Betrieb (Statistisches Bundesamt 2013). Es liegt somit nahe, dass eine optimale Bewirtschaftung dieser Speicherräume somit einen wichtigen Beitrag zum Gewässerschutz liefern kann.

Neben den beschriebenen Anlagen zur Zwischenspeicherung und Weiterleitung von Mischwasser gibt es Filteranlagen, die mittels mechanischer, biologischer, physikalischer und chemischer Prozesse, die Qualität des Mischwassers vor der Einleitung in die Gewässer verbessern können. Ein Beispiel für solche Anlagen sind Retentionsbodenfilter.

Regenrückhalteanlagen wie Regenrückhaltebecken, Regenrückhaltekanäle und Regenrückstaubecken dienen im Mischsystem ebenfalls der vorübergehenden Speicherung von Regen- und Mischwasser. Angeordnet vor Einleitung in das Gewässer dienen sie dem Schutz des Gewässers sowie der Unterlieger vor Überflutung. (ATV 2013)

2.2.4 Betrieb von Mischsystemen

Seit den 1970er Jahren wurden deutsche Kanalnetze flächendeckend mit Regenüberlaufbecken und Stauraumkanälen ausgestattet. Der Ausbau der Regenwasserbehandlung ist heutzutage weitgehend abgeschlossen (Dittmer et al. 2018). In einigen deutschen Bundesländern ist die messtechnische Ausstattung zur Aufzeichnung hydrometrischer Daten von Regenüberlaufbecken bereits Pflicht (z. B. SÜwVO Abw NRW 2013; Dittmer et al. 2018).

Die gleichmäßige Verteilung der Speichervolumina im System und ebenso deren gleichmäßige Auslastung ist die Grundlage der Planung von Kanalnetzen nach ATV-A 128 (ATV 1992). So wird bei der Dimensionierung aller Anlagen im Netz die gleiche Regenabflussspende q_r bei allen Bauwerken im System angesetzt. Unter Berücksichtigung des Schutzes besonders empfindlicher Gewässer kann aber auch gezielt eine Mehremission an einem Bauwerk in Kauf genommen werden, um die Entlastungen an einer anderen Stelle im System zu reduzieren. Die volle Wirkung der Bauwerke kann auf die lange Sicht nur gewährleistet werden, wenn der Betrieb der Kanalnetze an die aktuellen Randbedingungen angepasst ist.

In den letzten Jahrzehnten hat sich zur Überprüfung des Betriebs und zur Anpassung der bestehenden Systeme an aktuelle Randbedingungen in vielen deutschen Bundesländern die Schmutzfrachtberechnung etabliert (DWA 2012).

Das Hessische Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz (HMULV 2004a) beschreibt zwei unterschiedliche Anwendungsfälle für Schmutzfrachtberechnungen. Ein Anwendungsbereich ist die Prüfung des IST-Zustands (Bestandsberechnung), den anderen Anwendungsbereich stellen Prognoserechnungen dar. Beson-

dere Sorgfalt sollte dabei nach HMULV 2004a bei der Prüfung des IST-Zustands angewandt werden, da nur bei korrekter und sachgerechter Bestandsabbildung plausible Ergebnisse generiert werden können. In der Praxis ist dies jedoch oft nicht der Fall.

Das HMULV nennt als erste Möglichkeit zur Verbesserung des Kanalnetzbetriebs die optimale statische Abstimmung der Drosselleistungen im System. Mit der verbesserten Einstellung von statischen angepassten Drosselabflüssen konnte in Auswertungen von Schmutzfrachtsimulationen ein mittleres statisches Optimierungspotenzial von 5,4 % hinsichtlich der entlasteten CSB-Fracht erreicht werden. Die maximale Reduktion lag bei 30,1 %. (HMULV 2004b)

Seggelke (2002) ermittelte ein statisches Optimierungspotenzial des Kanalnetzes inklusive der Kläranlage hinsichtlich emittierter Frachten in Hildesheim von 25 %. In Studien wird das statische Systemoptimierungspotenzial jedoch selten gezielt ermittelt. Stattdessen wird direkt die Effizienz dynamischer Echtzeit-Steuerungsstrategien erprobt. Neben der optimalen statischen Einstellung der Drosselabflüsse bietet die dynamische Kanalnetzsteuerung eine weitere Möglichkeit der Emissionsreduktion. Verschiedene Studien haben bereits die Wirksamkeit von Steuerungsstrategien zur Reduktion der Emissionen aus Mischsystemen nachgewiesen (z. B. Dirckx et al. 2011; Pleau et al. 2005; Seggelke et al. 2013; Weinreich et al. 1997). Im folgenden Abschnitt werden die Grundlagen der Kanalnetzsteuerung sowie der aktuelle Stand der Technik näher erläutert.

2.2.5 Kanalnetzsteuerung

Schütze et al. (2004) definieren eine Echtzeit-Kanalnetzsteuerung (englisch Real Time Control, im Folgenden als Kanalnetzsteuerung oder Abflusssteuerung bezeichnet, als ein System, das im Kanalnetz in Echtzeit nach (beinahe) zeitgleich im System gemessenen Parametern Steuervorgänge an Stellorganen vornimmt.

Ein einfaches Steuerungssystem kann als Kontrollschleife dargestellt werden, deren Hardware-Komponenten Sensoren, Aktuatoren, Regler und das Datenübertragungssystem umfassen. Die Sensoren überwachen das System und führen kontinuierliche Messungen durch, die Aktuatoren beeinflussen das Prozessverhalten und die Regler versuchen durch Einstellung der Aktuatoren, die Abweichung vom Wunschwert, dem sogenannten Set-Point, zu minimieren. Das Datenübertragungssystem fungiert als Bindeglied und überträgt die Daten zwischen den verschiedenen Komponenten. (Schütze et al. 2003; Schütze et al. 2004)

Ziele der Kanalnetzsteuerung

Das wesentliche Ziel der Umsetzung einer Kanalnetzsteuerung in einem Entwässerungssystem ist es, die Anzahl und das Volumen der Mischwasserüberläufe zu verringern, ohne kapitalintensive bauliche Investitionen tätigen zu müssen (Borsányi et al. 2008). Weitere Ziele, die durch Kanalnetzsteuerungen verfolgt werden, können die Reduktion von Kanalablagerungen oder Energieeinsparungen sein (EPA 2006; Borsányi et al. 2008; DWA). Die Anwendungsmöglichkeiten von Kanalnetzsteuerungen sind somit vielfältig.

An veränderte Randbedingungen, die beispielsweise durch den Klimawandel hervorgerufen werden, können Kanalnetze als sehr träge Systeme ohne intelligente Steuerungsstrategien nur sehr schwer angepasst werden (Borsányi et al. 2008). Aus diesem Grund bietet auch hier die Kanalnetzsteuerung eine Möglichkeit, die Entwässerungssysteme in Deutschland, aber auch in anderen Ländern, an durch den Klimawandel veränderte Niederschlagscharakteristika anzupassen.

Arten von Kanalnetzsteuerung

Generell kann zwischen lokalen und globalen Steuerungsstrategien unterschieden werden. Während bei lokalen Steuerungen nur Messungen am Ort der Steuerung vorgenommen und berücksichtigt werden, berücksichtigen globale Steuerungsstrategien (Verbundsteuerungen) Messungen im gesamten System in Echtzeit und sind daher eher in der Lage, die vorhandene Infrastruktur zu jedem Zeitpunkt optimal auszunutzen (Cembrano et al. 2004).

Das deutsche DWA Merkblatt M 180 (DWA) führt neben lokaler und Verbundsteuerung noch eine weitere Steuerungskategorie, die integrierte Steuerung ein. Bei der integrierten Steuerung werden neben Informationen aus dem Kanalnetz noch Zustandsinformationen aus der Kläranlage und/oder dem Gewässer berücksichtigt. Nach dieser Definition beziehen sich die Begriffe lokale und globale Steuerung nur auf Steuerungen direkt im Kanalnetz (DWA). Generell betrachtet können Abflusssteuerungen jedoch sowohl im Kanalnetz als auch auf der Kläranlage oder auf die Gewässer selbst angewandt werden. (Reda 1996)

Nach Vanrolleghem et al. (2005) können drei grundlegende Typen von Kanalnetzsteuerung abhängig vom Steuerungsziel unterschieden werden:

- Volumenbasierte Steuerung zielt darauf ab, die Entlastungsmenge an verschmutztem Wasser zu reduzieren.
- Qualitätsbasierte Steuerung minimiert die emittierte Gesamtmenge an Schmutzstoffen, indem vorzugsweise verdünntes Wasser entlastet wird.
- Immissionsabhängige Steuerung versucht die Wasserqualität der Gewässer direkt zu verbessern.

Die volumenbasierte Steuerung ist der am wenigsten aufwändige und kostengünstigste Weg einer Kanalnetzsteuerung, der derzeit am häufigsten implementiert ist (Borsányi et al. 2008; Campisano et al. 2013). Allerdings bedeutet eine Verminderung der Überlaufvolumina nicht zwangsläufig auch eine Reduktion der ökologischen Auswirkungen auf die Gewässer (Butler und Schütze 2005; Harremoës und Rauch 1999). Eine Überlagerung von Verdünnungs- mit Spülstoßeffekten (siehe Kapitel 2.4) kann zu großen Unterschieden bei Schmutzstoffkonzentrationen während Niederschlagsereignissen führen. Die Qualität der Gewässer, in die eingeleitet wird, sollte daher mit einbezogen werden, um Steuerungsstrategien zu bestimmen (Vanrolleghem et al. 2005).

Qualitätsbasierte oder immissionsabhängige Steuerungsstrategien bieten meist bessere Lösungen für den Schutz der aquatischen Ökosysteme, allerdings sind diese aufwändiger und oftmals zu komplex, um umgesetzt zu werden. Qualitätsbasierte Steuerungen müssen nicht zwangsläufig Online-Qualitätsdaten aus Eingangsgröße für die

Steuerung verwenden (in dieser Arbeit werden Steuerungen basierend auf Qualitätsmessungen als qualitätsabhängige Steuerungsstrategien bezeichnet). Es ist möglich, Wasserstands- und Durchflussmessungen als Eingangsgröße für eine qualitätsbasierte Steuerung zu verwenden, wenn beispielsweise durch Modellierung die emittierten Frachten ermittelt werden. Diese auf Modellierungsstudien basierenden qualitätsbasierten Steuerungen sind jedoch oftmals mit großen Unsicherheiten aufgrund von mangelndem Prozessverständnis oder unzureichender Ausgangsdatenlage behaftet (siehe Kapitel 2.3.2).

Kanalnetzsteuerungen können entweder offline (nach statischen Regeln) oder online über in Echtzeit variierende Kontrollaktionen betrieben werden. Des Weiteren kann zwischen modellbasierten Steuerungsstrategien und nicht modellbasierten Steuerungsstrategien unterschieden werden. Bei modellbasierten Steuerungsstrategien werden Systemmodelle zur Generierung von Steuerungsbefehlen verwendet. Dazu zählen auch modellprädiktive Steuerungen. (EPA 2006; García et al. 2015)

García et al. (2015) sowie Lund et al. (2018) unterscheiden zusätzlich nach heuristischen und auf Optimierungen basierenden Steuerungsstrategien. Der Vorteil heuristischer Steuerungsstrategien ist die Nachvollziehbarkeit der Steuerungsentscheidungen, eine optimale Steuerungsstrategie ist damit jedoch nur schwierig zu erreichen (z. B. García et al. 2015; Marinaki und Papageorgiou 2001; Papageorgiou 1983).

Modellprädiktive Steuerungsstrategien verwenden im Gegensatz zu reaktiven Steuerungen, die nur aktuelle Daten berücksichtigen, Vorhersagen beispielsweise von Niederschlagsdaten, um so auch unter Berücksichtigung des zukünftigen Systemverhaltens Steuerungsentscheidungen zu treffen (Sun et al. 2017). Sie erfreuen sich in wissenschaftlichen Studien in den letzten Jahren zunehmender Beliebtheit. So konnten beispielsweise Cembrano et al. (2004), Puig et al. (2009) und Pleau et al. (2005) modellprädiktive Steuerungsstrategien erfolgreich anwenden. Nach Lund et al. (2018) werden modellprädiktive Steuerungen zukünftig im Rahmen von Smart Water Cities eine noch größere Bedeutung erlangen.

Stand der Wissenschaft und Technik

Der erste Prototyp einer Kanalnetzsteuerung wurde bereits Ende der 1960er Jahre in Amerika in Betrieb genommen (Schilling 1985). Danach folgten verschiedene weltweite Anwendungsstudien von Echtzeitsteuerungen, darunter z. B. Saverne, Frankreich (Vazquez et al. 1997), Ense-Bremen, Deutschland (Weyand 2002), Milwaukee, USA (Loucks 2003), Québec, Kanada (Pleau et al. 2005), Wien, Österreich (Fuchs und Beneeken 2005) und Barcelona, Spanien (Puig et al. 2009). Diese Steuerungen wurden jedoch hauptsächlich im Rahmen von Forschungsarbeiten implementiert. Von außerhalb von Forschungsprojekten dauerhaft laufenden Kanalnetzsteuerungen sind nur wenige Beispiele vorhanden.

Der Stand der Technik im Bereich der Abflusssteuerung in Deutschland wird durch das DWA-M 180 „Handlungsrahmen zur Abflusssteuerung in Kanalnetzen beschrieben“ (DWA).

Obwohl somit seit den späten 80er Jahren Kanalnetzsteuerungen zum Stand der Wissenschaft gehören, werden die meisten Siedlungsentwässerungssysteme weder mit Echtzeitsteuerung noch mit kontinuierlichem Monitoring des Kanalnetzes, der Kläranlage und des Gewässers betrieben (Campisano et al. 2013; Schütze et al. 2004).

Der Großteil aller laufenden Abflusssteuerungen basiert derzeit auf Wasserstandsmessungen und ist auf Abwasservolumina fokussiert, Wasserqualität wird nicht direkt berücksichtigt (Borsányi et al. 2008; Campisano et al. 2013; Lacour und Schütze 2011). Weitere Messungen, die als Grundlage zur Kanalnetzsteuerung verwendet werden können, sind z. B. Regenschreiber, Abflussmessungen sowie Qualitätsmessungen.

Schütze et al. (2004) betonen die Wissenslücke bei der Beziehung zwischen Quantität und Qualität der Ströme in Entwässerungssystemen für die Bewertung der Funktion der Siedlungsentwässerungssysteme. Die Verwendung von gemessenen Qualitätsdaten als Eingangsgröße für Kanalnetzsteuerungen kann diese Wissenslücken überbrücken. Jedoch wurden reale Qualitätsmessdaten als Eingangsgröße für Kanalnetzsteuerungen bisher nur im Trennsystem verwendet (Hoppe et al. 2011; Schilperoort et al. 2015) und ist noch als Stand der Forschung anzusehen.

Verschiedene Studien evaluierten in der Vergangenheit mögliche qualitätsbasierte Steuerungsstrategien auf Grundlage von Schmutzfrachtsimulationen (z. B. Vezaro et al. (2014) und Erbe und Schütze (2005)).

Lacour und Schütze (2010) werteten in einem Forschungsprojekt qualitätsbasierte Steuerungsstrategien anhand von Modellierungsergebnissen eines mit hochaufgelösten Online-Trübungsmessungen kalibrierten Modells aus. Sie schlussfolgerten, dass eine Kanalnetzsteuerung sowohl Überlaufvolumina als auch -frachten reduzieren kann. Durch die Verwendung von Qualitätsdaten als Eingangsgröße für die Steuerung konnte eine weitere Reduktion der emittierten Frachten um 10 % erreicht werden (Lacour und Schütze 2010).

Sun et al. (2017) sehen ebenfalls den Forschungsbedarf bei Steuerungen die Abflussqualität zu berücksichtigen. Sie erarbeiteten einen einfachen Simulationsansatz zur modellprädiktiven Steuerung auf der Basis von Feststoffkonzentrationen in einem Einzugsgebiet in Bordeaux.

Eine interessante Umsetzung von qualitätsbasierter Kanalnetzsteuerung wurde von Ly et al. (2018) vorgestellt. Die Autoren verglichen rein volumenabhängige Steuerungsstrategien mit einer qualitätsbasierten Steuerung basierend auf modellierten M(V)-Kurven zur Spülstoßvorhersage und ermittelten so einen einfachen Ansatz zur qualitätsbasierten Abflusssteuerung.

Neben der Wahl des Steuerungsziels und der Wissenslücke zwischen emittiertem Volumen und Fracht ist auch die Evaluierung der Wirksamkeit von Steuerungsstrategien ein aktuelles Forschungsthema.

Die Quantifizierung der realen Wirksamkeit einer implementierten Kanalnetzsteuerung ist sehr schwierig, wie van Daal et al. (2017) feststellten. Alex et al. (1999) beschreiben eine vielversprechende Methode zum Vergleich von Steuerungsstrategien

an Kläranlagen, aber eine direkte Abschätzung des Mehrwertes der reinen dynamische Steuerung ist damit nicht erkennbar (van Daal et al. 2017). Zudem werden Steuerungsstrategien häufig in Systemen verwendet, die bereits im statischen Betrieb große Defizite aufweisen. Auf diese Weise wird die tatsächliche Wirksamkeit der dynamischen Steuerungsstrategie häufig überschätzt.

Van Daal et al. (2017) beschreiben, dass eine Auswertung der Wirksamkeit von Kanalnetzsteuerungsstrategien oftmals gar nicht erfolgt. Unsicherheiten werden bei der Bewertung von Steuerungsstrategien i. d. R. auch nicht berücksichtigt, obwohl einige Forschergruppen die Berücksichtigung von Unsicherheiten unbedingt fordern (z. B. Breinholt et al. 2008; Hoppe und Gruening 2007; van Daal et al. 2017). Wenn eine Abschätzung der Wirksamkeit der Steuerung erfolgt, geschieht dies entweder basierend auf Messungen mit und ohne aktive Steuerung oder basierend auf Simulationsergebnissen. In der Regel wird dies anhand einer limitierten Anzahl von Ereignissen ausgewertet, was eine große Schwachstelle der Methodik darstellt. (van Daal et al. 2017)

2.3 Modellierung von Abflussquantität und -qualität im Mischsystem

Neuplanungen und Evaluierungen des aktuellen Kanalnetzbetriebes werden in Deutschland anhand von Schmutzfrachtberechnungen durchgeführt. Auch international werden die Auswirkungen von Betriebsstrategien wie Echtzeitsteuerungen oftmals anhand von Modellergebnissen ausgewertet. Im folgenden Abschnitt werden die für die dazu benötigten herkömmlichen deterministischen Kanalnetzmodellierungen zugrunde liegenden Prozesse beschrieben.

2.3.1 Hydraulische Prozesse

Physikalische Modelle der Abflussprozesse von Kanalnetzen wandeln die Eingaben (Niederschlagsdaten und Trockenwetterabfluss) in Ausgabegrößen wie Abflüsse und Wassertiefen im System und an den Systemauslässen um. Das Modell repräsentiert die physikalischen Prozesse, die dabei stattfinden durch mathematische Beschreibungen. (Butler und Davies 2004)

Die hydraulische Modellierung der Kanalnetzabflüsse beinhaltet drei grundlegende Prozesse:

1. Abflussbildung
2. Abflusskonzentration
3. Abflusstransport

Bei der Abflussbildung wird der Niederschlag als Eingangssignal des Modells zu Abfluss von der Gebietsoberfläche umgewandelt. Verschiedene Verlustprozesse tragen dazu bei, dass nicht der vollständige Niederschlag, der auf die Gebietsoberfläche fällt, abflusswirksam wird. (Butler und Davies 2004)

In der Regel wird zwischen Anfangsverlusten und Dauerverlusten unterschieden. Zu den Anfangsverlusten zählen die Verluste, die durch die erste Benetzung der Oberflächen entstehen, sog. Benetzungsverluste, sowie Muldenverluste. Diese werden über Modellparameter abgebildet (Kleidorfer 2009).

Zu den Dauerverlusten zählen die Infiltration in den Boden sowie Verdunstungsverluste. Zur Berechnung der Dauerverluste stehen verschiedene Modelle zur Verfügung. So kann beispielsweise im Modell SWMM (EPA 2014) die Infiltration über den Ansatz nach Horton, über das Green-Ampt-Infiltrationsmodell oder über das vom US Soil Conservation Service entwickelte Curve-Number-Verfahren berechnet werden.

Der Prozess der Abflussbildung bestimmt die Menge des Wassers, das im Kanalnetz zum Abfluss kommt. Der Prozess der Abflusskonzentration bestimmt im Gegensatz dazu die Form der Welle. Sie beschreibt, wie lange das Regenwasser auf der Oberfläche benötigt, um zu einem Schacht zu gelangen und schließlich in den Leitungen des Kanalnetzes weiterzufließen. Dies kann entweder mit einer kinematischen Welle (Kinematic Wave) oder über eine Einheitsganglinie erfolgen. Die zeitlich unveränderliche und für jedes Gebiet einzigartige Einheitsganglinie ist die Abflussganglinie, die von einem Niederschlagsimpuls auf einem bestimmten Einzugsgebiet erzeugt wird (Butler und Davies 2004). Zu den Einheitsganglinienmodellen zählen die Einzellinearspeicher, lineare Speicherkaskaden und die Muskingum-Methode.

Der finale Modellprozess für hydraulische Modelle ist der Abflusstransport in den Kanalleitungen. Es existieren verschiedene Ansätze mit unterschiedlichen Vereinfachungsgraden für die Beschreibung von Strömungen in teilgefüllten Leitungen. Eine häufig verwendete Variante stellen die Saint-Venant-Gleichungen dar:

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{Q^2}{A} \right) + gA \frac{\partial y}{\partial x} - gA(S_o - S_f) = 0$$
$$B \frac{\partial y}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial x} = 0 \quad (2.1)$$

Mit

- Q = Abfluss
- A = Querschnittsfläche
- B = Breite der Wasseroberfläche
- g = Erdbeschleunigung
- x = Entfernung
- t = Zeit
- S_o = Steigung
- S_f = Reibungsneigung

Unter Vernachlässigung der Veränderungen über die Zeit führt Gleichung (2.1) zum Dynamic Wave-Ansatz (Gleichung (2.2)). Dabei werden die Geschwindigkeit der Welle sowie die Diffusion als Konstanten betrachtet.

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + c \frac{\partial Q}{\partial t} = D \frac{\partial^2 Q}{\partial x^2} \quad (2.2)$$

Eine weitere Vereinfachung führt zur Kinematic Wave-Beschreibung:

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + c \frac{\partial Q}{\partial t} = 0 \quad (2.3)$$

Hier wird die Veränderung des Flusses über die Entfernung nicht berücksichtigt (Butler und Davies 2004).

2.3.2 Qualitätsmodelle

In Qualitätsmodellen werden die Variationen von Stoffkonzentrationen über die Zeit an ausgewählten Punkten im System simuliert. Bei den simulierten Stoffen handelt es sich überwiegend um Feststoffe, chemischen oder biologischen Sauerstoffbedarf und Ammonium. Abhängig vom Modell sind jedoch auch weitere Stoffe abbildbar. (Butler und Davies 2004)

Für Schmutzfrachtmodellierungen sind nach DWA (2012) die folgenden maßgeblichen Einzelprozesse relevant:

- Verschmutzung des Trockenwetterabflusses
- Schmutzfrachtprozesse auf Flächen im Einzugsgebiet
- Schmutzfrachtprozesse im Kanal

Zu Schmutzfrachtprozessen im Kanal gehören physikalische Prozesse wie Sedimentation und Remobilisierung, chemische und biochemische Prozesse.

Die Verschmutzung des Trockenwetterabflusses folgt täglichen Mustern aufgrund des Gebrauchsverhaltens der angeschlossenen Bevölkerung. Hinzu kommt die Verdünnung durch Infiltration von Fremdwasser. (Butler und Davies 2004)

Die Beschreibung der Schmutzfrachtprozesse auf den Flächen im Einzugsgebiet folgt üblicherweise der Modellvorstellung von Akkumulation und des darauf folgenden Abtrags von Schmutzstoffen auf der Gebietsoberfläche, der erstmals von Sartor et al. (1974) beschrieben wurde. In der niederschlagsfreien Zeit sammeln sich durch Verkehr, Winterdienst, Baumaßnahmen, Erosion oder Vegetation Stoffe auf den Flächen an. Beim nächsten Niederschlagsereignis wird diese Schmutzfracht von den Flächen in das Kanalnetz abgespült. (DWA 2012)

Akkumulation und Abtrag können in Simulationsprogrammen über verschiedene Funktionen definiert werden. Ein häufig verwendeter Ansatz ist die Verwendung einer exponentiellen Akkumulations- und Abtragsfunktion. Weitere Funktionen für die Beschreibung der Akkumulation von Schmutzstoffen auf Gebietsoberflächen sind lineare Funktionen, Potenzfunktionen oder Sättigungsfunktionen. Der Abtrag von den Einzugsgebietsflächen kann über eine mittlere Ablaufkonzentrationen oder mit Frachtabträgen proportional zum Ablaufvolumenstrom beschrieben werden. (z. B. Pitt 1979; Rossmann und Huber 2016; Sartor et al. 1974)

Für die Akkumulation gilt bei der exponentiellen Formulierung:

$$b = B_{max}(1 - e^{-K_b t}) \quad (2.4)$$

Mit

b = Akkumulation auf Oberfläche (kg)

t = Trockenwetterzeitraum (d)

B_{max} = maximale Akkumulation auf der Oberfläche (kg)

K_b = Aufbaurrate (1/d)

Die Abbaufunktion folgt:

$$W = m_B(0)(1 - e^{-kt}) \quad (2.5)$$

Mit

W = Kumulierter Abtrag von der Oberfläche (kg)

t = Zeit (d)

$m_B(0)$ = Anfangsmasse auf Oberfläche zu Beginn des Regenereignisses (kg)

k = Abbaurrate (1/d)

(Rossmann und Huber 2016)

Der Transport im Kanal wird häufig über Advektion und Dispersion der Schmutzstoffe abgebildet. Auch die Abbildung der Transportleitungen als jeweils volldurchmischte Reaktoren (Rührkesselkaskade) ist möglich. Dieser Ansatz ist einfacher als die vollständige Berücksichtigung von Advektion und Dispersion und wird so auch in SWMM (EPA 2014) umgesetzt:

$$\frac{d(Vc)}{dt} = c_{in}Q_{in} - cQ_{in} - Vr(c) \quad (2.6)$$

Mit

V = Reaktorvolumen (m³)

c_{in} = Konzentration des Zulaufs zum Reaktor (mg/l)

Q_{in} = Volumenstrom in den Reaktor (m³/s)

c = Konzentration im Reaktor (mg/l)

$Vr(c)$ = Volumenstrom aus dem Reaktor (m³/s)

Zusätzlich zum einfachen Transport unterliegen Feststoffe im Kanalnetz selbst ebenfalls Sedimentation und Abtrag abhängig vom jeweiligen Strömungsregime. Im Trockenwetterfall können Teilchen sedimentieren. Bei stärkerer Strömung während Niederschlagsereignissen werden diese mobilisiert und zur Kläranlage weitergeleitet.

Die Bildung eines Biofilms in den Rohrleitungen, der sogenannten Siedhaut, beeinflusst ebenfalls den Stofftransport in Kanalnetzen. (DWA 2012)

Gleichzeitig finden im Kanal chemische und biochemische Umwandlungsprozesse statt. Relevant sind hier insbesondere Hydrolyse und der Abbau organischer Kohlenstoffverbindungen (DWA 2012). Diese Prozesse gewinnen besonders bei langen Fließzeiten und bei Trockenwetter an Bedeutung (Hvitved-Jacobsen 2002).

Ein großes Problem bei der physikalischen Modellierung der Abflussqualität ist, dass nicht alle Prozesse vollständig verstanden sind. Eine komplette Abbildung aller relevanten Prozesse in deterministischen Modellen erscheint zusätzlich überambitioniert. Gleichzeitig sind die Anforderungen an die Eingangsdaten hoch und eine Modellverifikation ist nur mittels oftmals schwer zu erhebenden Messdaten möglich. (Butler und Davies 2004)

Ashley et al. (1999) beschreiben grundlegende Schwierigkeiten bei der Entwicklung von Prozessmodellen in Kanalnetzen, wie allgemeine Schwierigkeiten bei der Messung, die beschränkte Anzahl von Beobachtungen und die extreme zeitliche und räumliche Variabilität der Prozesse im Kanalnetz, die dazu führen, dass generelle Schlüsse oftmals nicht möglich sind.

2.3.3 Unsicherheiten bei der Modellierung von Mischsystemen

Die Unsicherheiten von Abflussmodellen der stammen nach Butler und Davies (2004) aus:

- der mathematischen Modellbeschreibung,
- numerischen Problemen,
- dem Detailgrad der verwendeten Modelle,
- den Eingangsdaten selbst,
- und der Definition des Ausgangszustands des Modells.

Russ (1999) beschreibt, dass die Zuverlässigkeit und Genauigkeit der Modellergebnisse mehr von den Fähigkeiten des Anwenders abhängt als von der Modellperformance selbst.

Ein wichtiger Einflussfaktor auf die Modellgüte für Abflussprozesse in Kanalnetzen ist die angeschlossene befestigte Fläche und deren Abflusswirksamkeit. Corving und Clemens (2005) und Dotto et al. (2011) ermittelten die Unsicherheiten bei der Bestimmung der effektiven angeschlossenen befestigten Fläche als Hauptfaktor für die Modellunsicherheiten im Kanalnetz- bzw. Oberflächenabflussmodell. Auch LfU BW (1998), LfU SA (2008) Dittmer et al. (2014a) und Dittmer et al. (2014b) identifizierten die angeschlossenen Fläche als wichtigsten Modellparameter mit Abweichungen in den Simulationsergebnissen von bis zu 80 % für das Gesamtvolumen. Eine sorgfältige Bestimmung dieser Eingangsgröße ist somit von großer Bedeutung für verlässliche Simulationsergebnisse.

In der Praxis wird dieser Eingangsparameter jedoch oftmals überschätzt. Das ATV-Arbeitsblatt A 128 (ATV 1992) sieht bei nichtvorhandener Datengrundlage einen Abflussbeiwert von 1, also die volle Abflusswirksamkeit der angeschlossenen befestigten Fläche vor. Detaillierte Auswertungen von Einzugsgebieten zeigen jedoch, dass der Abflussbeiwert in der Realität meist deutlich darunter liegt (Bachmann 2014).

Auch die zur Simulation verwendeten Niederschlagszeitreihen haben einen signifikanten Einfluss auf die simulierten Abflüsse und Überlaufvolumina wie Schellart et al. (2012) zeigten.

Modelle für die Abflussqualität sind aufgrund der Vielzahl und Komplexität aller stattfindenden Prozesse mit noch größeren Unsicherheiten behaftet. Kanso et al. (2005), und Dotto et al. (2010) beschreiben ein sehr hohes Unsicherheitsniveau bei Schmutzfrachtmodellen für Oberflächenabfluss. Manz et al. (2013) ermittelten höhere Unsicherheiten im Schmutzfrachtmodell als im hydrologischen Modellteil. Auch Bachmann (2014) bestätigte die allgemein hohen Modellunsicherheiten bei Schmutzfrachtsimulationen.

Butler und Davies (2004) hypothetisieren, dass viele Qualitätsmodellierungswerkzeuge Einzugsgebietsspezifisch sind und somit nicht generalisiert angewendet werden können. Insgesamt bleibt es somit derzeit noch fraglich, ob eine zufriedenstellende und übertragbare realitätsnahe Simulation der Abflussqualität in Mischsystemen möglich ist. Sollte dies nicht möglich sein, ist der planerische Einsatz von Schmutzfrachtmodellen für die Betriebsüberprüfung und Planung von realen Systemen als kritisch zu bewerten.

2.3.4 Optimierung von Entwässerungssystemen mittels Modellierung

Schmutzfrachtsimulationen sind wie bereits beschrieben ein flächendeckend eingesetztes Werkzeug bei der Planung und Betriebsauswertung von Kanalnetzen. Die mathematische Optimierung dieser Modelle kann laut Behera et al. (1999) einen Beitrag dazu leisten, das Systemverhalten hinsichtlich verschiedener Kriterien ideal zu gestalten.

Mathematische Optimierungen versuchen den Wert einer Entscheidungsgröße zu bestimmen, der zu dem „besten“ Ergebnis einer vorab definierten Zielfunktion zu führt, ohne die vorgegebenen Randbedingungen zu missachten. Dabei werden die Zielfunktionen maximiert oder minimiert. Auch mehrere Zielfunktionen können dabei berücksichtigt werden. (Shishegar et al. 2018)

Komplexe Optimierungsprobleme lassen sich nicht immer mit rein mathematischen Verfahren lösen. Heuristische Verfahren können in diesen Fällen gute Annäherungen an optimale Lösungen für Systeme liefern. Im Gegensatz zu mathematischen Optimierungen begnügen sich heuristische Verfahren mit einer als hinreichend gut bewerteten Lösung ohne Anspruch und Beweis auf deren Optimalität. (Domschke und Scholl 2006)

Heuristische Verfahren lassen sich nach Silver (2017) und Domschke und Scholl (2006) unterteilen in

- Eröffnungsverfahren,
- relaxationsbasierte Verfahren,
- unvollständig ausgeführte Optimierungsverfahren und
- lokale Such- bzw. Verbesserungsverfahren.

Heuristische Verfahren garantieren zwar keine optimale Lösung, durch Angabe einer Worst-Case-Schranke kann jedoch eine maximale Abweichung von der Optimallösung vorgegeben werden. (Domschke und Scholl 2006)

Eröffnungsverfahren sollen eine erste zulässige Lösung eines Problems liefern. Verschiedene Verfahren wie uniformierte Verfahren, Myopische oder Greedy-Heuristiken sowie vorausschauende Verfahren sind Beispiele von Eröffnungsverfahren. (Domschke und Scholl 2006)

Bei relaxationsbasierten Verfahren werden lokale obere und untere Schranken für maximale bzw. minimale Werte der Zielfunktion durch Lösen eines weniger eingeschränkten (relaxierten) Problems gewonnen. Unvollständig ausgeführte Optimierungsverfahren enden vor dem Auffinden einer optimalen Lösung. (Domschke und Scholl 2006)

Lokale Such- bzw. Verbesserungsverfahren starten meist mit einer zulässigen Lösung des Problems und schreiten mit jeder Iteration zu einer anderen Lösung des Systems fort. Reine Verbesserungsverfahren enden, sobald eine weitere Iteration keine bessere Nachbarylösung mehr finden kann. Dies kann sowohl in einem lokalen Optimum als auch in einem globalen Optimum der Fall sein. Im Gegensatz zu den reinen Verbesserungsverfahren können lokale Suchverfahren auch eine Verschlechterung des Zielfunktionswertes in Kauf nehmen, um ein lokales Optimum wieder zu verlassen. Beispiele für diese Suchverfahren sind Simulated Annealing, Tabu Search und Genetische Algorithmen. Lokale Suchverfahren werden auch als metaheuristische Verfahren bezeichnet. (Domschke und Scholl 2006)

Simulated Annealing

Simulated Annealing ist benannt nach einem Verfahrensprinzip der Abkühlung in der Thermodynamik. Der gesteuerte Erstarrungsvorgang in einem Molekülgitter mit dem Ziel minimaler freier Gitterenergie im Festkörper wird als Annealing bezeichnet. Beim Simulated Annealing wird ausgehend von der Lösung x eine zulässige Lösung x' bestimmt. Ist x' besser als x wird der Zug durchgeführt. Ist die Lösung schlechter, so wird sie nicht generell abgelehnt, sondern mit einer bestimmten Wahrscheinlichkeit P erlaubt. Die Wahrscheinlichkeit P ist abhängig von der Verschlechterung und von einem Temperaturparameter α , der vor Beginn des Verfahrens festgelegt wird. Während des Simulated Annealings wird der Parameter α durch Multiplikation mit einem weiteren Parameter β so lange reduziert bis zum Verfahrensende nur noch Verbesserungen des Ergebnisses erlaubt werden. Da die Bestimmung der Parameter α und β zur Erreichung möglichst geringer Rechenzeiten schwierig ist, wird häufig eine vereinfachte Variante des Simulated Annealing, das sogenannte Threshold Accepting verwendet. (Domschke und Scholl 2006)

Tabu Search

Beim Tabu Search Algorithmus wird die Nachbarschaft bei jeder Iteration vollständig untersucht. Unter allen Nachbarn wird derjenige mit dem besten Zielfunktionswert für die nächste Iteration ausgewählt, auch wenn dieser zu einer Verschlechterung der Zielfunktion führt. Um dafür zu sorgen, dass nicht zu zuvor besuchten besseren Lösungen

zurückgekehrt wird, werden diese Lösungen als Tabu gesetzt, ansonsten würde die Lösungssuche im Kreis laufen. Ein wichtiger Parameter dieses Verfahrens stellt die Tabudauer dar, also die Anzahl an Iterationen, während denen nicht zu einer vorher besuchten Lösung zurückgekehrt werden darf. Sie bestimmt maßgeblich wie lange das Verfahren dauert und wie schnell es ins Kreisen gerät. (Domschke und Scholl 2006)

Genetische Algorithmen

Bei der Verwendung genetischer Algorithmen wird der Suchraum an mehreren Stellen gleichzeitig untersucht. Genetische Algorithmen versuchen das Prinzip der Evolution auf die Optimierung mathematisch-technischer Systeme anzuwenden. Sie verwenden Populationen von Individuen bezogen auf ein Optimierungsproblem. Das heißt, dass Mengen an Lösungen vorliegen. Die Vorgehensweise basiert darauf, dass fortwährend durch genetische Operatoren wie Selektion, Rekombination und Mutation Generationen von Populationen erzeugt und analysiert werden bis ein Abbruchkriterium erfüllt ist. (Domschke und Scholl 2006)

Stand der Wissenschaft und Technik

In der Siedlungsentwässerung kommen in den letzten Jahren zunehmend Optimierungsmethoden zum Einsatz. Wurden 1996 noch weniger als fünf Publikationen in diesem Bereich verzeichnet, wurden in 2017 bereits etwa 30 Publikationen zu diesem Thema veröffentlicht. (Shishegar et al. 2018).

Nach Shishegar et al. (2018) ist die Anwendung von Optimierungsverfahren in Mischsystemen aufgrund der meist kostenintensiven Maßnahmen zur Systemverbesserung und der oftmals starken Umweltauswirkungen von Mischwasserentlastungen in der internationalen Siedlungsentwässerungsforschung bereits etabliert.

Die Optimierung von Simulationsmodellen stellt i. d. R. ein nichtlineares Optimierungsproblem dar. Die Werte der Zielfunktion werden mittels Simulationsläufen ermittelt. (Buchholz 2007)

Ein besonderer Fokus liegt international auf der Ermittlung optimaler Steuerungsstrategien von Siedlungsentwässerungssystemen. Cembrano et al. (2004) untersuchten optimale Steuerungsstrategien zur Reduktion von Mischwasserüberläufen und Überflutungen. Löwe et al. (2016) stellten die Minimierung des Mischwasserüberlaufvolumens durch Echtzeitsteuerung basierend auf einem stochastischen Vorhersagemodell vor. Marinaki und Papageorgiou (2003) wendeten ebenfalls Optimierungsalgorithmen zur Entwicklung einer Steuerung zur Minimierung von Systemüberläufen an. Dabei wurde die die Ausnutzung der Speichervolumina und deren Entleerung optimiert, um für zukünftige Regenereignisse das benötigte Speichervolumen zur Verfügung zu stellen. Eine detaillierte Beschreibung der Verwendung von Optimierungsalgorithmen zur Steuerung von Kanalnetzen geben García et al. (2015).

Zum Einsatz für die Lösung der Optimierungsprobleme kommen sowohl linear-quadratische Optimierungsalgorithmen (Marinaki und Papageorgiou 2003) als auch metaheuristische Verfahren wie genetische Algorithmen (Vezzano und Grum 2014) oder Simulated Annealing (Chen et al. 2017).

Auch im Trennsystem werden Optimierungen zur Systemverbesserung eingesetzt (z. B. Behera et al. 1999; Mobley und Culver 2014; Yeh und Labadie 1997). Eine umfassende Zusammenstellung aktueller Studien dazu geben Shishegar et al. (2018). Sie identifizieren unter anderem weiteren Forschungsbedarf bei der angemessenen Berücksichtigung von Unsicherheiten in Optimierungsstudien sowie einem geeigneten Mittelweg zwischen Optimierung von Qualität, Quantität und Kosten als Zielfunktion in Mischsystemen.

2.4 Spülstoßeffect

Ein Effekt, der die Wirksamkeit herkömmlicher Kanalnetzbewirtschaftungsstrategien maßgeblich beeinflussen kann, ist der sogenannte Spülstoß. Der Spülstoßeffect ist ein in der Literatur häufig beschriebenes Phänomen (z. B. Barco et al. 2008; Gupta und Saul 1996; Lee et al. 2004). Während eines Regenereignisses weist der erste Abflussanteil oftmals die höchsten Konzentrationen an Schmutzstoffen auf (Bertrand-Krajewski et al. 1998). Auch „Last Flushes“, die hohe Konzentrationen von bestimmten Substanzen am Ende eines Regenereignisses aufweisen werden in internationalen Studien beschrieben (z. B. Taylor 2006; McCarthy 2009) und können einen Einfluss auf die Effektivität der Wirkung des Kanalnetzes haben.

Im Mischsystem sind in der Theorie zwei Phänomene für die Ausprägung von Spülstoßeffecten verantwortlich, der beschriebene Abtrag von der Oberfläche nach Trockenwetterperioden zu Beginn eines Regenereignisses und die Remobilisierung von Kanalablagerungen. Unter Trockenwetterbedingungen lagern sich bei niedrigen Abflüssen Feststoffe im Kanalnetz ab. Bei Niederschlagsabflüssen werden diese aufgrund der durch den größeren Abfluss nun höheren Schubspannungen wieder weiter zur Kläranlage transportiert. Dorfer (2005) betont die Wichtigkeit des Spülstoßes für die Bewirtschaftung des Kanalnetzes. Wenn der Zeitabschnitt, bzw. der Volumenanteil mit der größten Verschmutzung bekannt ist, kann vermieden werden, den Hauptanteil der Fracht in die Gewässer einzuleiten.

Abb. 2.1 zeigt beispielhaft ein ausgeprägtes Spülstoßverhalten. Der rot hinterlegte Bereich entspricht einer durch den Spülstoß erhöhten Zulaufkonzentration. Eine deutliche Erhöhung des Abflusses tritt erst nach Anstieg der Zulaufkonzentration auf (blau hinterlegt). Bezogen auf den Frachtstrom sind zwei Zeiträume mit erhöhter Feststofffracht vorhanden. Eine Entlastung im rot hinterlegten Zeitraum führt zu einer hohen Austragsfracht und somit zu einer großen Gewässerbelastung. Bei alleiniger Volumenmessung kann dieser Zusammenhang nicht erkannt werden. In diesem Fall kann lediglich der erhöhte Frachtaustrag aufgrund des hohen Zulaufvolumens vermieden werden.

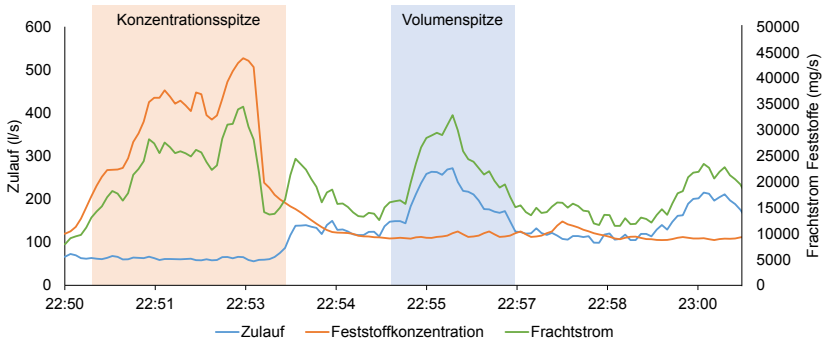


Abb. 2.1: Beispiel eines ausgeprägten Spülstoßverlaufes

Die Ausprägung des Spülstoßes ist in der Modellvorstellung direkt von der Charakteristik des Einzugsgebiets abhängig. So geht die charakteristische Form des Spülstoßes in großen Einzugsgebieten verloren, während die Spülstoßausprägung in kleinen Einzugsgebieten stärker ist (Stotz und Krauth 1984). Neben der räumlichen Variabilität der Spülstoßausprägung wird häufig auch von einer zeitlichen Abhängigkeit der Stärke des Spülstoßes berichtet. So beschreibt Geiger (1987) die Tageszeit, die Bedingungen und Dauer der vorangegangenen Trockenwetterperiode sowie die Menge und Charakteristik der untersuchten Schmutzstoffe im Trocken- und Regenwetterabfluss als beeinflussende Faktoren für die Variabilität der Schmutzstoffkonzentrationen. Gupta und Saul (1996) identifizierten die maximale Niederschlagsintensität, den maximalen Zulauf, die Niederschlagsdauer, und die vorangegangenen Trockenwetterperiode als maßgebende Faktoren für die Ausprägung des jeweiligen Spülstoßes.

Erste Beschreibungen des Spülstoßphänomens existieren bereits seit den 1970er Jahren (Krauth 1970) und werden bis heute bei der Konstruktion von Mischwasserbauwerken in Deutschland berücksichtigt. So dienen Fangbecken als spezielle Form von Regenüberlaufbecken in erster Linie zum Auffangen des ersten verschmutzten Ablaufvolumens aus kleinen Einzugsgebieten, in denen mit einem ausgeprägten Spülstoß zu rechnen ist (Klippstein und Dittmer 2017). Eine standardisierte Beschreibung des Spülstoßes sowie ein wissenschaftlicher Konsens über dessen tatsächliches Auftreten liegen jedoch nach wie vor nicht vor (Bach et al. 2010). Nach Bach et al. (2010) ist dies hauptsächlich auf die nicht einheitliche Definition des Spülstoßes zurückzuführen.

Die sogenannte „Half-Inch Rule“ geht davon aus, dass 90 % der Schmutzfracht innerhalb des ersten Inches an Abfluss (etwa 1,3 mm) abfließen (CWP 2005; Bertrand-Krajewski et al. 1998). Die traditionelle Methode der Spülstoßauswertung basiert auf der Erstellung von dimensionslosen Kurven, bei denen das kumulierte Ereignisvolumen gegen die kumulierte Ereignisfracht aufgetragen (M(V)-Diagramm) wird (siehe Kapitel 4.4.3 Abb. 4.9). Auf dieser Auswertung basieren fast alle Spülstoßbetrachtungen (z. B. Lee und Bang 2000; McCarthy 2009; Saget et al. 1996). Zur Quantifizierung des Spülstoßes wird häufig ein Zahlenwert verwendet, der aussagt, wie groß das Fracht zu Volumen-Verhältnis bei einem bestimmten Volumendurchgang ist (das sogenannte Mass

First Flush Ratio (MFFR), in dieser Arbeit auch als Spülstoßindex (SI) bezeichnet) (Bach et al. 2010). Der Nachteil bei diesem Verfahren ist, dass die Definition, bei welchem Prozentanteil das MFFR ausgewertet wird, willkürlich ist und die Ergebnisse damit beeinflussen kann (z. B. Bach et al. 2010; Barco et al. 2008; Lee und Bang 2000).

Ein weiteres Problem bei der dimensionslosen Auswertung der M(V)-Diagramme ist, dass immer das gesamte Ereignisvolumen betrachtet wird (Bach et al. 2010). Dabei ist es denkbar, dass bei großen Ereignissen nur im ersten Volumenanteil tatsächlich ein Spülstoß auftritt. Dieser wird beim Bezug auf das Gesamtereignisvolumen dann herausgemittelt. Aus den genannten Gründen fordern Bach et al. (2010) eine alternative Methode zur Spülstoßauswertung, die eine reproduzierbarere Quantifizierung ermöglicht. Dabei sollten die tatsächlichen Ablaufvolumina anstatt Anteile des Gesamtereignisvolumens berücksichtigt werden.

2.5 Online-Qualitätsmessungen

Messungen in Kanalnetzen liefern wertvolle Informationen über die Funktion der Systeme und die aus der Siedlungsentwässerung resultierenden Gewässerbelastungen. Auch zur Kalibrierung von Schmutzfrachtmodellen werden Qualitätsmessungen benötigt.

Tab. 2.1: Übersicht über Online-Qualitätsmessverfahren in Siedlungsentwässerungssystemen

Messverfahren	Parameter	Literaturbeispiele
Spektraler Absorptionskoeffizient (SAK 254)	CSB	Matsché und Stumwöhrer (1996), Stumwöhrer et al. (2003)
Trübungsmessung	AFS, CSB	Ruban et al. (1993), Bertrand-Krajewski et al. (2000), Bertrand-Krajewski (2004)
UV/VIS Spektrometrie	AFS, CSB, Nitrat	Gruber et al. (2005), Hochedlinger et al. (2006a) Gamerith (2011)
Ionenselektive Sensoren	Ammonium, Chlorid, Nitrat	Hochedlinger (2005)

Grundsätzlich ist zwischen Laboranalysen und Online-Messungen zu unterscheiden. Für Laboranalysen werden Stichproben (manuell oder automatisch mit Probenehmern) genommen und anschließend im Labor analysiert. Die konventionelle Probenahme ist ein vielfach verwendetes und etabliertes Verfahren. Die Nachteile dieser Methode sind oftmals kurze Dauern der Messkampagne sowie Fehler bei der Probenahme, Probentransport und Probenvorbereitung (z. B. Bertrand-Krajewski et al. 2003). Durch die limitierte Anzahl der zu analysierenden Proben ist die gewählte Probenahmestrategie von essentieller Bedeutung, um die tatsächliche Ereignisdynamik hinreichend zu erfassen (z. B. Gamerith 2011; Bertrand-Krajewski et al. 2000).

Online-Qualitätsmessungen ermöglichen es, Ereignisverläufe hoch aufgelöst abzubilden. Allerdings sind Korrelationen zwischen den Zielparametern und der tatsächlichen Messgröße erforderlich (Gamerith 2011).

Die in Tab. 2.1 dargestellten Messverfahren werden derzeit am häufigsten in Kanalnetzen zur Online-Qualitätsmessung eingesetzt. Im Rahmen dieser Arbeit werden UV/Vis-Spektrometersonden und Trübungsmessungen zur Bestimmung von AFS, CSB und Nitrat verwendet. Aus diesem Grund werden diese beiden Techniken im folgenden Abschnitt näher beschrieben.

2.5.1 UV/VIS-Spektrometrie

UV/VIS Spektrometersonden werden häufig zur Messung von Abflussqualitäten eingesetzt (siehe z. B. Übersicht von Rouault 2009). Sie messen die Absorption von Licht im Wellenlängenbereich des sichtbaren und ultravioletten Lichts zwischen 190 und 750 nm.

Das Grundprinzip der Spektroskopie ist die Lichtabsorption durch Elektronenübergänge in den Molekülen. Diese folgt der Einstein-Bohr-Gleichung:

$$E = h \cdot f = \frac{h \cdot c}{\lambda} \approx \frac{1239,8 \text{ eV}}{\frac{\lambda}{\text{nm}}} \quad (2.7)$$

Mit

E = Energie

A = Planck'sches Wirkungsquantum

c = Lichtgeschwindigkeit

f = Frequenz

λ = Wellenlänge

Die Wechselwirkung zwischen der elektromagnetischen Strahlung und den Molekülen führt im sichtbaren Bereich zur Einfärbung der Substanz. Spektrometrie bezeichnet die quantitative Auswertung der bei der Spektroskopie entstehenden Spektren. Die Grundlage für die quantitative Auswertung liefert das Lambert-Beer'sche Gesetz

Mit Hilfe des Lambert-Beer'schen Gesetzes lässt sich ein Zusammenhang zwischen der Abschwächung der Strahlung beim Durchgang durch eine in einem farblosen Lösungsmittel gelösten Substanz (Exktinktion) und der Konzentration der Substanz berechnen:

$$E_{\lambda} = \log_{10} \frac{I_0}{I_1} = \varepsilon_{\lambda} \cdot c \cdot d \quad (2.8)$$

2. Grundlagen und Kenntnisstand

Mit

E_λ = Extinktion

I_0 = Intensität des einfallenden Lichtes (W/m^2)

I_1 = Intensität des transmittierten Lichtes (W/m^2)

c = Konzentration der absorbierenden Substanz (mol/m^3)

ϵ_λ = dekadischer Extinktionskoeffizient (m^2/mol)

d = Schichtdicke der durchstrahlten Substanz (m)

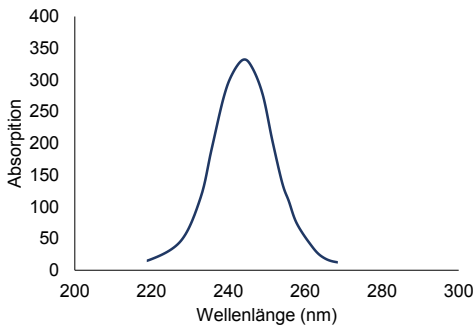


Abb. 2.2: Charakteristisches Absorptionsspektrum einer Einzelsubstanz

Durch die Interaktion von Elektronen aus Molekülen mit der einfallenden Strahlung kann Licht absorbiert werden. In welchen Wellenlängenbereichen diese Absorption auftritt, ist abhängig von bestimmten Molekülstrukturen wie Kohlenstoff-Stickstoff- oder Kohlenstoff-Sauerstoff-Bindungen. Bei der Spektroskopie entstehen somit charakteristische Absorptionsmuster für bestimmte Substanzen, wie beispielhaft in Abb. 2.2 dargestellt. Auch Nitrat und Nitrit weisen eindeutige Absorptionsmuster im UV-

Strahlungsbereich auf (Matsché et al. 2002).

Im Abwasser liegt eine Mischung verschiedener organischer Substanzen vor, deren Absorptionsspektren sich zu einem Gesamtspektrum überlagern (siehe Abb. 2.5). Dadurch verschmelzen die typischen Absorptionsmuster einzelner Substanzen zu einem Absorptionsspektrum des gesamten Abwassers. Die Summe der Absorption ist das Ergebnis der verschiedenen Absorptionsspektren der einzelnen Inhaltsstoffe des Abwassers sowie der Abwassertrübung.

Technische Umsetzung

Der typische Aufbau einer UV/VIS-Spektrometersonde, wie sie im Rahmen dieser Arbeit eingesetzt wurde, ist in Abb. 2.3 dargestellt.

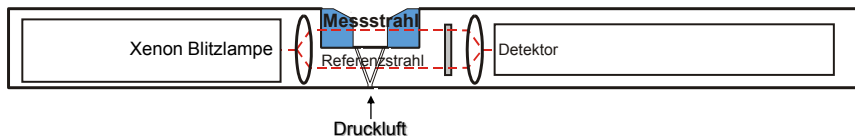


Abb. 2.3: Aufbau UV/VIS-Spektrometersonde; verändert nach s::can Messtechnik GmbH

Eine Xenon Blitzlampe sendet zwei Lichtstrahlen im Wellenlängenbereich von 190 bis 750 nm aus, den Messstrahl und den Referenzstrahl. Der Messstrahl durchläuft das zu messende Medium während der Referenzstrahl das Messmedium nicht durchstrahlt und direkt auf den Detektor fällt. Im Detektor wird ein Absorptionsspektrum über den gesamten Wellenlängenbereich aufgezeichnet (siehe Abb. 2.5). Für den Einsatz in Mischwasser werden i. d. R. Messstrecken von 2 mm Länge verwendet.

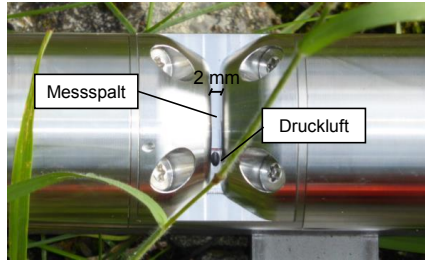


Abb. 2.4: Messspalt UV/VIS-Spektrometersonde

Spektrometersonden zum Einsatz in verschmutzten Medien weisen zudem automatische Reinigungseinrichtungen wie Druckluftspülungen auf (siehe Abb. 2.4).

Durch die Überlagerung der Einzelspektren im Substanzgemisch ist die direkte Anwendung des Lambert-Beer'schen Gesetzes zur Konzentrationsbestimmung im Abwasser nicht möglich. Daher werden aus den mittels Spektrometersonden aufgezeichneten Abwasserspektren anhand der folgenden Formel Konzentrationen für die jeweiligen Zielparameter, sogenannte Äquivalenzzkonzentrationen, berechnet:

$$c_{eq} = \sum_{i=1}^n w_i \cdot A_i + K \tag{2.9}$$

Mit

- c_{eq} = Äquivalenzzkonzentration (mg/l)
- w_i = Faktor für die entsprechende Wellenlänge i
- A_i = Absorption für Wellenlänge i
- K = Verschiebung

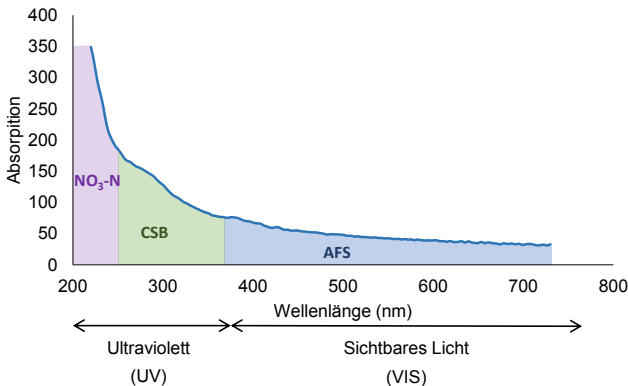


Abb. 2.5: Messbereich von UV/VIS-Spektrometersonden; verändert nach s::can Messtechnik GmbH

Die Anzahl der berücksichtigten Wellenlängen ist abhängig vom Zielparameter und der Matrix, in der die Substanz gemessen wird. (Hochedlinger 2005) Die Berechnung der Äquivalenzkonzentrationen für Nitrat erfolgt im Wellenlängenbereich bis etwa 250 nm. Der Summenparameter CSB wird im Wellenlängenbereich zwischen 250 und 350 nm ausgewertet. (s::can Messtechnik GmbH)

Die Trübung hat einen zusätzlichen Einfluss auf die gemessenen Absorptionsspektren. Durch die Partikel im Wasser wird das durch das Messmedium strömende Licht abgelenkt. Dieser Effekt, das sogenannte Scattering, beeinflusst die Messergebnisse (Hochedlinger 2005). Daher werden Absorptionsspektren von Abwasser i. d. R. trübungskompensiert berechnet. Dazu wird die Trübungsabsorption vom gemessenen Spektrum abgezogen (Fleischmann et al. 2002; Langergraber et al. 2003; Tang et al. 2014). Alternativ können die Äquivalenzkonzentrationen des zu messenden Parameters mit Vorhersagefehlern kompensiert werden (Hu et al. 2016; Wu et al. 2013).

Kommerziell erhältliche Spektrometersonden werden vom Hersteller mit einer globalen Kalibrierung für Abwassermatrizes geliefert. Eine lokale Anpassung der Kalibrierung zur Berechnung der Äquivalenzkonzentrationen wird jedoch allgemein empfohlen (z. B. Caradot et al. 2013; Gruber et al. 2004, 2005; Rieger et al. 2006).

2.5.2 Trübungsmessung

Trübung in Flüssigkeiten wird durch im Medium enthaltene Partikel hervorgerufen, die eine von der Flüssigkeit abweichende Brechung hervorrufen oder Absorption verursachen. Heutzutage kommen zwei unterschiedliche Messverfahren zur Trübungsmessung zum Einsatz, die Messung der Schwächung der durchgehenden Strahlung (Durchlichtmessung) und die Streulichtmessung, die in einem bestimmten Winkel vom einfallenden Licht die Streuung bemisst (siehe Abb. 2.6.) (DIN EN ISO 7027-1:2016-11). Für die Streulichtmessung wird normalerweise Licht im Infrarotbereich von 700 bis 1100 nm verwendet (BAMO IER 2019). Wird ein Messwinkel des Detektors von 90° verwendet, ist die Einheit der Trübungsmessung NTU (DIN EN ISO 7027-1:2016-11).

Mit Hilfe der Trübungsmessung können Feststoffkonzentrationen ermittelt werden, da die Trübung linear mit dem Feststoffgehalt in der Lösung linear korreliert ist. In den meisten Anwendungsfällen können auch bei unterschiedlichen Abwasserzusammensetzungen z. B. durch die natürliche Variabilität bei verschiedenen Niederschlagsereignissen stabile Korrelationen zwischen Trübung und Feststoffgehalt ermittelt werden. (z. B. Minella et al. 2008; Old et al. 2003; Wass et al. 1997)

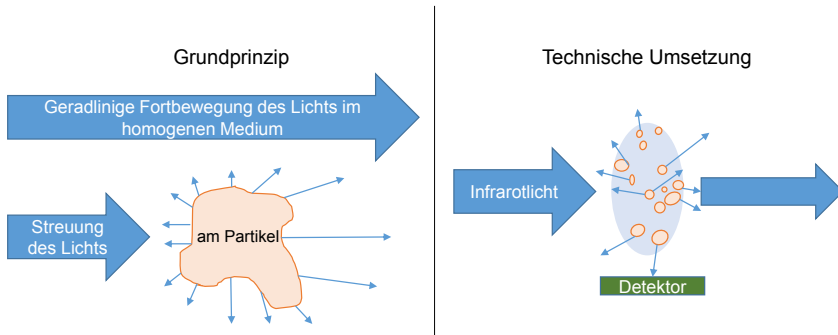


Abb. 2.6: Grundprinzip und technische Umsetzung der Streulichttrübungsmessung nach BAMO IER 2019

2.5.3 Einsatzmöglichkeiten von Online-Qualitätsmessungen

In den letzten Jahrzehnten haben Online-Messungen zur hoch aufgelösten Qualitätsmessung in Entwässerungssystemen und den Gewässern, in die sie entlasten, zunehmend an Bedeutung gewonnen (z. B. Gamerith 2011; Gruber et al. 2006; Langeveld et al. 2005; Webb et al. 1997).

Die in diesen Messkampagnen gewonnenen Daten werden häufig direkt zur Frachtberechnung ausgewertet. Dabei bieten sie den Vorteil, dass die großen Unsicherheiten bei der Hochrechnung von durchschnittlichen Konzentrationen in Mischproben (Mourad et al. 2005) reduziert werden können und somit eine realistischere Frachtabschätzung möglich ist. Froidevaux et al. (2019) zeigten beispielsweise, dass die Unsicherheiten bei der Online-Messung niedriger sind als durch die Bestimmung einzelner Probenkonzentrationen und deren Hochrechnung auf den Ereignisverlauf. Auch die Ereignisdynamik lässt sich mit Online-Messungen oftmals besser darstellen als mit Einzelproben, da bei zu großen Probenahmeintervallen kurzzeitige Konzentrationsspitzen nicht vollständig erfasst werden können.

Eine weitere Anwendungsmöglichkeit ist die Verwendung der Online-Qualitätsdaten zur Modellkalibrierung. So kalibrierte beispielsweise Gamerith (2011) ein Schmutzfrachtmodell mit Hilfe von UV/VIS Spektrometerdaten. Ledergerber et al. (2019) betonen ebenfalls den Nutzen von Messdaten insbesondere zu Beginn des Ereignisses zur Kalibrierung von Qualitätsmodellen.

2.6 Identifikation des Forschungsbedarfs

Die flächendeckende messtechnische Ausstattung von Entlastungsbauwerken rückt immer mehr in den Fokus der deutschen Wasserbehörden. Wie genau diese wertvollen Daten für die direkte Verbesserung des Betriebs verwendet werden können, ist jedoch noch unklar.

Während die hydraulischen Prozesse in Kanalnetzen gut verstanden sind, ist immer noch eine Wissenslücke bei der Beschreibung der Abflussqualität vorhanden. So kann-

ten in einigen Studien Spülstöße identifiziert werden, während andere Forschungsvorhaben hingegen keinerlei Spülstöße feststellen konnten. Dabei ist das Maß für die Spülstoßausprägung selbst bereits schwierig zu definieren. Auch der Zusammenhang zwischen der Ausprägung des Spülstoßeffektes und den zugehörigen Niederschlagscharakteristika ist nicht eindeutig belegt.

Das Problem bei der Verwendung von einzelnen Stichproben von Abflussqualitäten ist eine oftmals unzureichende Abbildung der Dynamik im Ereignisverlauf. In den letzten Jahren sind zunehmend Online-Qualitätssonden zum Einsatz gekommen, die eine kontinuierliche Überwachung der Abflussqualität ermöglichen. Diese können wertvolle Informationen zur besseren Beschreibung der stofflichen Vorgänge in Mischsystemen liefern. Eine direkte Verwendung der Qualitätsdaten zur Ableitung optimaler Bewirtschaftungsstrategien für die Kanalnetze ist bisher jedoch noch nicht erfolgt.

Das Vorhandensein von Spülstößen und die Häufigkeit deren Auftretens kann die Effizienz volumenbasierter Bewirtschaftungsstrategien (inklusive Echtzeitsteuerungen) maßgeblich beeinflussen. Die Wirksamkeit der Steuerungsstrategien wird i. d. R. auf Grundlage von Niederschlags-Abfluss- und Schmutzfrachtsimulationen evaluiert. Bei der qualitätsabhängigen Steuerung von Kanalnetzen wird häufig auf simulierte Abflussqualitäten zurückgegriffen. Dabei treten insbesondere beim Prozess der Abflussbildung, aber auch bei allen schmutzfrachtspezifischen Vorgängen, wie der Akkumulation und des Abtrags auf der Einzugsgebietsoberfläche, und im Kanal oftmals große Unsicherheiten auf. Welchen Einfluss diese Unsicherheiten auf die Wahl der Steuerungsstrategien haben, wird dabei in den meisten Fällen nicht betrachtet.

Basierend auf dem in diesem Kapitel identifizierten Forschungsbedarf werden im nächsten Kapitel die Zielsetzung dieser Arbeit sowie die zu beantwortenden Forschungsfragen erläutert.

3 Zielsetzung und Forschungsfragen

Die zwei Hauptteile der Arbeit (Ergebnisse der Datenauswertungen = Teil 1 und messdatenbasierte Simulation = Teil 2) verfolgen beide das übergeordnete Ziel, optimale Bewirtschaftungsstrategien für Kanalnetze im Mischsystem abzuleiten und dabei systematische Einflüsse sowie den Datenbedarf dazu zu identifizieren. Der erste Teil ist dabei nicht nur die Vorbereitung der Daten für die Simulationsstudie sondern verfolgt darüber hinaus auch eigene Fragestellungen.

Kanalnetze im Mischsystem werden bisher außerhalb von Forschungsprojekten messtechnisch nur mit hydrometrischen Messungen (Wasserstände, Durchflüsse) sowie manchmal zusätzlich mit Niederschlagsmessungen ausgestattet.

- Welche Erkenntnisse lassen sich für einen verbesserten Betrieb von Kanalnetzen im Mischsystem aus diesen i. d. R. vorhandenen Daten bereits ableiten?
- Welche Auswertungen bieten sich dafür an?
- Können anhand der Messdaten direkt Schlüsse auf ein vorhandenes Steuerungs- und Optimierungspotenzial gezogen werden?

Der technische Fortschritt ermöglicht die hochaufgelöste Online-Qualitätsmessung zur Erfassung von Feststoffen und chemischem Sauerstoffbedarf in Abwasserströmen.

- Welche zusätzlichen Erkenntnisse liefert die Verwendung hoch aufgelöster Online-Qualitätsdaten zur Ableitung von Bewirtschaftungsstrategien?
- Steht der Aufwand der Online-Messung im Verhältnis zu dem aus den Mehrinformationen gewonnenen Nutzen?
- Welche Auswertungsmethoden eignen sich zur Beschreibung der Qualitätscharakteristik von Niederschlagsereignissen?
- Lassen sich Ereignisse mit ausgeprägten Feststoffspülstößen anhand von Niederschlags- und Trockenwettercharakteristiken der Regenereignisse vorhersagen?
- Kann die gemessenen Abflussqualität zuverlässig anhand von Schmutzfrachtsimulationen abgebildet werden?

Die letzte Fragestellung ist insbesondere relevant, wenn es darum geht, Bewirtschaftungsstrategien anhand von Qualitätssimulationen abzuleiten und deren tatsächliche Wirksamkeit zu bewerten. Dies führt direkt zum zweiten Hauptteil der Arbeit, der messdatenbasierten Simulation. Unter Umgehung der hydrologischen Modellkomponenten werden in Transportsimulationen verschiedene Szenarien evaluiert. Dieses Vorgehen stellt einen neuen Ansatz bei der Bewertung verschiedener Bewirtschaftungsstrategien dar. Die Untersuchung der Szenarien beschränkt sich auf Maßnahmen an den Regenüberlaufbecken selbst. Der Mischwasserzufluss zur Kläranlage bleibt bei allen untersuchten Strategien konstant. Der zweite Hauptteil der Arbeit soll zur Klärung der folgenden Fragestellungen beitragen:

- Welche Datenbasis (Länge der Messdatenzeitreihe sowie Unsicherheitsniveau) wird für robuste Optimierungsergebnisse benötigt?

- Führt eine Minimierung des Entlastungsvolumens unter Verwendung statischer Systemoptimierung oder dynamischer Echtzeit-Steuerung auch zu einer Minimierung der entlasteten Frachten und somit zu einem tatsächlichen Nutzen für die Gewässer, in die eingeleitet wird?
- In Gebieten mit welchen Charakteristiken ist ein großes Optimierungspotenzial zu erwarten?
- Ist eine Systemoptimierung ohne Messung des Überlaufvolumens möglich?
- Wie groß ist der Nutzen dynamischer Steuerungsstrategien gegenüber statischer Systemoptimierungen? Ist der Mehraufwand einer Echtzeitsteuerung gerechtfertigt?
- Bietet die messdatenbasierte Simulation Vorteile gegenüber herkömmlichen Niederschlags-Abfluss- und Schmutzfrachtsimulationen?

4 Material und Methoden

Als Grundlage zur Auswertung des Potenzials verschiedener Strategien zum optimalen Betrieb bestehender Kanalnetze im Rahmen dieser Arbeit sind verlässliche und hinreichend lange Reihen von Messdaten nötig. Der folgende Abschnitt beschreibt die für diese Arbeit verwendeten Daten sowie die durchgeführten Aufbereitungsschritte.

4.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Südosten Deutschlands im Bundesland Baden-Württemberg. Zwei Regenüberlaufbecken im Mischsystem einer Gemeinde wurden anhand ihrer Lage und der Eigenschaften ihrer Einzugsgebiete zur Ausstattung mit Online-Qualitätsmessungen ausgewählt. Die beiden Becken befinden sich in zwei voneinander unabhängigen Kanalsträngen im System, die erst kurz vor der Kläranlage zusammenfließen. Die direkte räumlicher Entfernung zwischen den Becken beträgt 3,7 km Luftlinie. Die Messkampagne dauerte insgesamt zwei Jahre (August 2014 bis Oktober 2016).

Eines der beiden Regenüberlaufbecken, im Folgenden als RÜB 1 bezeichnet, verfügt über sechs Regenauslässe im Einzugsgebiet. Das RÜB 1 entwässert ein Gebiet mit einer Gesamtfläche $A_{E,k}$ von 106 ha und 4770 Einwohnern. 34 ha davon sind undurchlässige Fläche A_U (siehe Tab. 4.1). Das entwässerte Gebiet ist hauptsächlich dörflich geprägtes Wohngebiet mit geringem gewerblichem Anteil.

RÜB 1 ist als Fangbecken im Nebenschluss in Rundbauweise konstruiert und verfügt über ein Speichervolumen von 804 m³. Dies entspricht einem spezifischen Speichervolumen von 23,6 m³/ha A_U . Das RÜB entleert sich nach einem Niederschlagsereignis dem natürlichen Gefälle folgend in den Kanal unterhalb des RÜB und entlastet in ein kleines, besonders schützenswertes Gewässer. Zum Schutz des Gewässers ist der weitergeleitete Drosselabfluss des RÜB 1 verhältnismäßig hoch (3,7 l/(s·h A_U)). Die Bauwerksdaten können Tab. 4.2 entnommen werden.

Im Einzugsgebiet von RÜB 2 liegen drei Regenauslässe und ein Regenüberlauf. Das angeschlossene Einzugsgebiet hat eine Gesamtfläche $A_{E,k}$ von 220 ha, davon sind 75 ha undurchlässige Fläche A_U . Es wohnen 10.985 Einwohner im Gebiet. Das Becken hat ein Volumen von 1949 m³, was einem spezifischen Speichervolumen von 26 m³/ha A_U bei einem spezifischen Drosselabfluss von 1,5 l/(s·h A_U) entspricht.

RÜB 2 ist wie auch RÜB 1 als Fangbecken im Nebenschluss konzipiert. Im Gegensatz zu RÜB 1 ist RÜB 2 als Rechteckbecken ausgeführt. Das von RÜB 2 entwässerte Gebiet ist deutlich städtischer geprägt als das von RÜB 1. Die Entleerung des Beckens findet nach Ereignissen über Pumpen statt. Das abgepumpte Wasser aus dem Regenüberlaufbecken wird in den Kanal vor das Regenüberlaufbecken gepumpt. Das Becken befindet sich im Stadtzentrum und entwässert in ein deutlich größeres Gewässer als RÜB 1. In keinem der beiden Beckeneinzugsgebiete befinden sich weitere RÜB.

Eine schematische Darstellung des Aufbaus der beiden Becken zeigt Abb. 4.2. Zeitweise wurden die Becken mit einem weiteren Regenüberlaufbecken im System vom Kanal-

4. Material und Methoden

netzbetreiber volumenabhängig in Echtzeit im Verbund gesteuert. Die Steuerung erfolgte im Probetrieb in engen Grenzen für Minimal- und Maximaldrosselabfluss für insgesamt sieben Monate im Untersuchungszeitraum.

Tab. 4.1: Einzugsgebietsdaten der untersuchten Regenüberlaufbecken

	RÜB 1	RÜB 2
Angeschlossene Gesamtfläche $A_{E,k}$ (ha)	106	220
Undurchlässige Fläche A_U (ha)	34	75
Einwohnergleichwerte	4.770	10.985
Volumen (m^3)	804	1.949
Anzahl Regenauslässe oberhalb	6	4
Anzahl Regenüberläufe oberhalb	0	1
Genehmigter Drosselabfluss (l/s)	126	115

Tab. 4.2: Bauwerksdaten der untersuchten Regenüberlaufbecken

	m ü NN	Absolut (m)
RÜB 1	375,38	0
Zulauf Trennbauwerk	376,38	1
Schwellenhöhe Überlauf	378,05	2,67
Gesamthöhe Trennbauwerk	378,50	3,12
Schwellenlänge Beckenüberlauf		7,95
RÜB 2		
Ablauf Trennbauwerk	375,60	0
Schwellenhöhe Zulauf RÜB	376,14	0,54
Schwellenhöhe Überlauf	376,92	1,32
Gesamthöhe Trennbauwerk	378,19	2,59
Schwellenlänge Beckenüberlauf		11,70

4.2 Messeinrichtungen

Die überwachten Regenüberlaufbecken sind mit stationären Ultraschall-Höhenstandsmessungen in der Beckenkammer (RÜB 1) bzw. im Trennbauwerk (RÜB 2) ausgestattet. Drucksensoren zur Wasserstandsmessung befinden sich in der Speicherkammer von RÜB 2 und im Trennbauwerk von RÜB 1. Eine Ultraschall-Höhenstandsmessung zur Durchflussberechnung befindet sich hinter der Drossel kanalabwärts beider RÜB (siehe Abb. 4.2). Die Höhenstandsmessungen zur Durchflussberechnung zeichnen in einminütiger Auflösung Werte auf. Die Höhenstandsmessungen wurden vom Kanalnetzbetreiber betrieben und die Messdaten der Sensoren wurden für den Untersuchungszeitraum von August 2014 bis Oktober 2016 in ungeprüfter Rohdatenqualität zur Verfügung gestellt.

Die stationäre Messausrüstung der RÜB entspricht einer typischen Messsituation an RÜB in Deutschland. Da der Durchfluss niemals direkt gemessen werden kann, erfolgt die Durchflussberechnung bei Vorliegen einer Wasserstandsmessung indirekt über

eine konstante Beziehung von Wasserstand zu Durchfluss (Q - h -Kurve). Nur bei Vorliegen einer stabilen Q - h -Beziehung an der Messstelle können auf diese Weise verlässliche Durchflusswerte ermittelt werden.

Zur Überprüfung der Genauigkeit der stationär installierten Wasserstandsensoren zur Durchflussmessung wurden zusätzlich von der Universität Stuttgart für einen Zeitraum von sechs Monaten stationäre Durchflussmessungen der Firma NIVUS installiert, die sowohl den Wasserstand als auch die Strömungsgeschwindigkeit an der Messstelle erfassen. Die Messeinrichtungen wurden unterstrom der stationären Messung in den Kanal (RÜB 1 DN 400; RÜB 2 DN 500) eingebaut (siehe Abb. 4.1).



Abb. 4.1: Temporäre Durchflussmessung im Kanal am RÜB 2
Foto: NIVUS GmbH

Für die Durchflussüberprüfung wurde der Gerätetyp OCM Pro der Firma NIVUS eingesetzt. Die Messeinrichtung besteht aus zwei Sensoren, die oben und unten mittig im Kanalquerschnitt installiert werden. Am Rohrscheitel befindet sich ein Luftultraschallmessgerät, das die Höhe des Wasserstands erfasst. An der Kanalsohle befinden sich ein Wasserultraschallmessgerät, das die Fließgeschwindigkeit des Wassers an unterschiedlichen Höhen im Fließquerschnitt misst, sowie eine Drucksonde, die ebenfalls den Wasserstand im Kanal erfasst. Im Trockenwetterfall wurde alle 15 Minuten eine Messung durchgeführt, bei Regenwetter wurde mit einminütiger Auflösung gemessen.

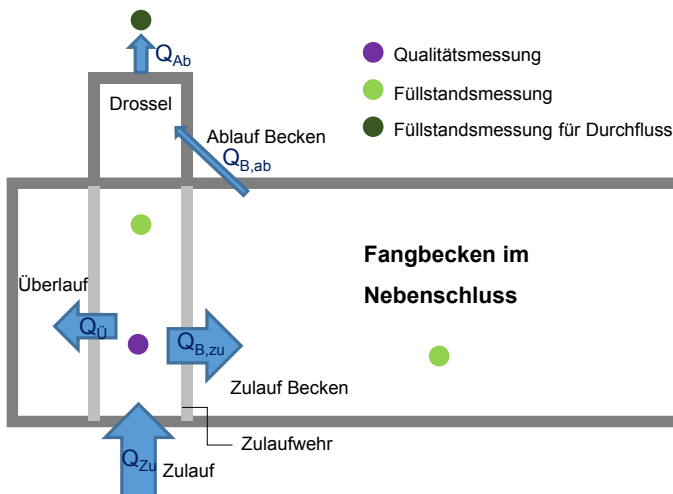


Abb. 4.2: Schematische Darstellung der Fangbecken im Nebenschluss mit Standort der Messeinrichtungen, Bachmann et al. (2016)



Abb. 4.3: Niederschlagsmessung am RÜB 2

Zusätzlich werden an beiden Regenüberlaufbecken vom Betreiber des Entwässerungssystems dauerhaft Niederschlagsmessungen betrieben (siehe Abb. 4.3), deren Messwerte ebenfalls für diese Arbeit zur Verfügung gestellt wurden. Es handelt sich bei den eingesetzten Geräten um Pluviometer, die die Regenhöhe mit Hilfe einer Wiegeeinrichtung in einminütiger Auflösung erfassen (Gerätetyp OTT Pluvio²). Die Niederschlagsmesser befinden sich in direkter Nähe zum jeweiligen überwachten Regenüberlaufbecken. Die Niederschlagsmessung am RÜB 2 war den gesamten Untersuchungszeitraum über in Betrieb. Die Messung am RÜB 1 wurde erst im Juni 2015 in Betrieb genommen.

Für den Untersuchungszeitraum wurden die Trennbauwerke der beiden RÜB mit online UV/VIS-Spektrometersonden ausgestattet. Am RÜB 1 wurde die Sonde knapp oberhalb des Trockenwetterabflusses installiert (siehe Abb. 4.4), so dass nur bei Niederschlagsereignissen Messwerte aufgezeichnet wurden. Am RÜB 2 wurde die Sonde dauerhaft eingetaucht installiert. Bei den eingesetzten Sonden handelt es sich um spektro::lyser V2 der Firma s::can. Es wurden Sonden mit einer Messspaltbreite von 2 mm zum Einsatz im Abwasser verwendet. Der Messbereich der Sonden liegt bei 200 bis 750 nm und die Messung wurde alle 300 Sekunden durchgeführt. Das ermittelte Absorptionsspektrum des Abwassers wurde mithilfe der vom Sondenhersteller mitgelieferten globalen Kalibrierung „Zulauf Kläranlage“ direkt in Äquivalenzkonzentrationen für abfiltrierbare Stoffe (AFS_{eq}), chemischen Sauerstoffbedarf (CSB_{eq}), filtrierten CSB ($CSB_{f,eq}$) und Nitratstickstoff (NO_3-N_{eq}) umgerechnet.



Abb. 4.4: Trennbauwerk des RÜB 1 (links) und eingebaute Spektrometersonde in der Trockenwetterrinne des RÜB 1 (rechts)

Diese Messwerte wurden per Datenfernübertragung an einen Datenserver übermittelt, sodass die Qualitätsmesswerte in Echtzeit abgerufen werden konnten. Der Messspalt der Sonden wurde in regelmäßigen Abständen (alle 1200 Sekunden am RÜB 1, alle 1800 Sekunden am RÜB 2) für fünf Sekunden mit Druckluft gespült. Eine Reinigung und Wartung der installierten Online-Qualitätssonden erfolgte bedarfsabhängig z. B. bei Drift der Messwerte oder anderen Auffälligkeiten der Messdaten im Abstand von ein bis sechs Wochen (durchschnittlich alle 22 Tage). Eine Referenzmessung der Sonden mit destilliertem Wasser wurde durchschnittlich alle sechs Wochen bei den Wartungsterminen durchgeführt.

4.3 Sondenkalibrierung

Zur Unsicherheitsabschätzung bei der Verwendung unkalibrierter UV/VIS-Spektrometersonden wurde im Zulauf des Lehr- und Forschungsklärwerts Büsnau (LFKW) über einen Zeitraum von 3,5 Monaten (12.04. -01.08.2017) eine UV/VIS-Spektrometersonde betrieben.

4.3.1 Messstelle und Messeinrichtungen

Eine UV/VIS-Spektrometersonde (s::can spektro::lyser V2) der in Kapitel 4.2 beschriebenen Gerätespezifikation wurde zur Erfassung der Äquivalenzkonzentrationen eingesetzt.

Der Messintervall der Spektrometersonde wurde an der Messstelle im Zulauf zum LFKW Büsnau zu 60 Sekunden festgelegt. Der Luftspülintervall des Messschlitzes betrug 1800 Sekunden mit 2 Sekunden Spüldauer und 2 Sekunden Wartezeit bis zur nächsten Messung.

Eine Übersicht über die Messstelle im Zulauf des LFKW Büsnau befindet sich in Abb. 4.5. Zusätzlich wurde zur Probenahme bei Trockenwetter ein MAXX Probenehmer SP5 aufgestellt. Die Messeinrichtungen wurden im Zulauf der Kläranlage hinter einem Feinsieb mit 5 mm Lochung eingebaut (siehe Abb. 4.6). Das LFKW hat einen mittleren Zulauf von 22 l/s bei 8.500 angeschlossenen Einwohnergleichwerten. Der Zulauf kommt getrennt vom Campus der Universität Stuttgart und vom Wohngebiet Büsnau in zwei unterschiedlichen Rinnen. Die Messung erfolgte in der Zulaufrinne der Universität, vom 12.04.-27.06.2017 und vom 20.07.-01.08.2017. Während der restlichen Messkampagne wurde in der Zulaufrinne von Büsnau kommend gemessen, in der aufgrund einer wartungsbedingt veränderten Zulaufführung das Mischwasser beider Gebiete in diesem Zeitraum geführt wurde.

4.3.2 Probenahme

Zum Vergleich der Online-Messdaten mit Labormessungen wurden an insgesamt sechs Tagen Laborwerte für AFS-Konzentrationen im Zulauf des LFKW bestimmt (siehe Tab. 4.3). Dazu wurden von Hand Schöpfproben genommen (mit Fließrichtung in 500 ml Probenahmegefäß aus Plastik) und im Labor analysiert. An zwei Messtagen wurde eine automatische Probenahme mit dem Probenehmer durchgeführt.

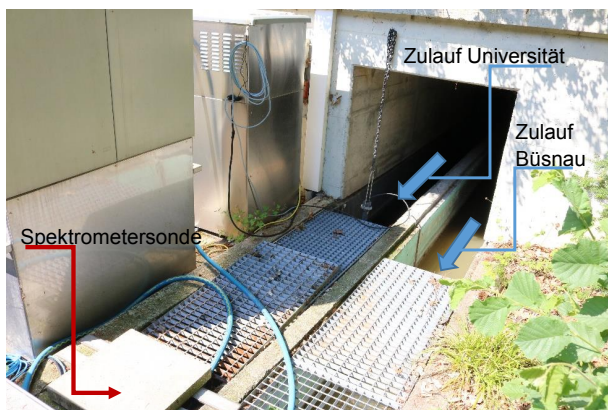


Abb. 4.5: Messstelle mit UV/VIS-Spektrometersonde im Zulauf des Lehr- und Forschungsklärworks Büsnau

Es handelte es sich einmal um eine 2-h volumenproportionale Probenahme und einem um eine 2-h zeitproportionale Probenahme. Die Stichproben wurden noch am Probenahmetag untersucht. Proben aus dem Probenehmer wurden maximal einen Tag nach der Entnahme auf AFS untersucht. Bis zur Analyse wurden die Proben bei 4°C aufbewahrt. Die Laboranalyse der abfiltrierbaren Stoffe erfolgte nach DIN 1987 38 409 Teil 2 über 45 µm Membranfilter mit einem Probenvolumen von jeweils ca. 30 ml unter Doppelbestimmung.

Tab. 4.3: Übersicht über Probenahmetage im Zulauf des Lehr- und Forschungsklärworks Büsnau

Datum	Zulaufgerinne	Wetterbedingungen
21.06.2017	Universität	Erst leichter Regenachlauf, dann Trockenwetter
28.06.2017	Universität + Büsnau	Erst leichter Regenachlauf, dann Trockenwetter
04.07.2017	Universität + Büsnau	Trockenwetter
11.07.2017	Universität + Büsnau	Leichtes Regenwetter
19.07.2017	Universität + Büsnau	Trockenwetter
20.07.2017	Universität + Büsnau	Trockenwetter
21.06.2017	Universität	Erst leichter Regenachlauf, dann Trockenwetter
28.06.2017	Universität + Büsnau	Erst leichter Regenachlauf, dann Trockenwetter
04.07.2017	Universität + Büsnau	Trockenwetter
11.07.2017	Universität + Büsnau	Leichtes Regenwetter
19.07.2017	Universität + Büsnau	Trockenwetter

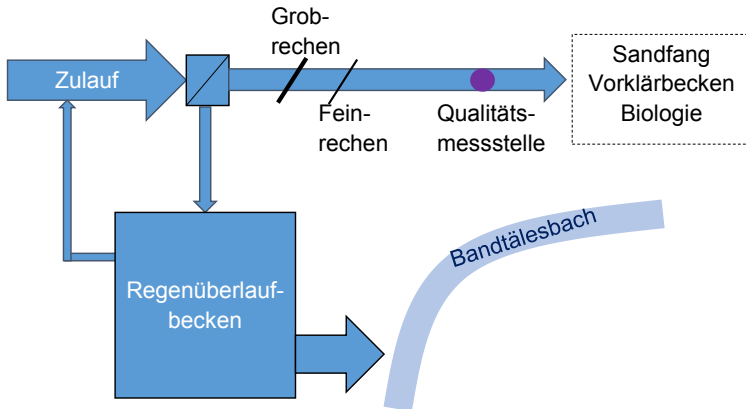


Abb. 4.6: Vereinfachtes Fließschema Zulauf Kläranlage Büsnau mit Qualitätsmessstelle

4.4 Datenaufbereitung

Zunächst wurden die im Messzeitraum gewonnenen Rohdaten geprüft und wenn nötig korrigiert. Hydrometrische und Qualitätsdaten wurden auf unterschiedliche Weise aufbereitet. Die Bearbeitungsschritte werden im Folgenden dargestellt.

4.4.1 Hydrometrische Daten

An beiden untersuchten RÜB im Einzugsgebiet wurden die Abflüsse unterstrom der RÜB-Drosseln mittels der Anwendung einer Q-h-Kurve auf die gemessenen Wasserstandsdaten direkt vom Prozessleitsystem bestimmt. Die Q-h-Beziehung wurde rechnerisch über das vorhandene Kreisprofil aus Beton berechnet (RÜB 1: DN 400; Gefälle 6 ‰; RÜB 2: DN 500, Gefälle 10 ‰). Die Spitzenabflüsse in den Rohdaten wurden korrigiert, da hohe Abflüsse (über 181 l/s bei RÜB 1, über 470 l/s bei RÜB 2) vom Prozessleitsystem künstlich aufgehört wurden, um Steuerungsentscheidungen zu erleichtern. Aus den Messdaten ermittelte Überlaufschwelhöhen wurden mit den Werten aus den Bauwerksplänen abgeglichen.

Zur Berechnung der Füllvolumina der Becken wurde der prozentuale Füllstand des Beckens direkt in ein prozentuales Füllvolumen umgerechnet. Die aus dem im unteren Teil des Bauwerks ungleichmäßigen Querschnitt resultierende Ungleichmäßigkeit bei der direkten Umrechnung eines prozentualen Füllstands in ein prozentuales Volumen hat einen verhältnismäßig geringen Einfluss auf die Berechnungsergebnisse und wurde daher vernachlässigt. Bei RÜB 1, bei dem der Gesamteinfluss der Abweichung größer ist als bei RÜB 2, beträgt die Abweichung zwischen geometrisch und prozentual ermitteltem Füllvolumen maximal 88 m³ bei einem Füllstand von 14 %. Bei höheren Füllständen geht die Abweichung gegen 0 (siehe Tab. A.1 und Tab. A.2 im Anhang A).

Der Beckenüberlauf $Q_{\bar{0}}$ zum Gewässer wurde für beide Becken anhand der Poleni-Formel mit einem Standard-Überfallbeiwert μ von 0,5 berechnet:

$$Q_{\ddot{U}} = \frac{2}{3} \cdot \mu \cdot \sqrt{2 \cdot g} \cdot B \cdot h^{3/2} \quad (4.1)$$

Mit

$Q_{\ddot{U}}$ = Überfallvolumenstrom (m^3/s)

B = Breite des Überfalls (m)

h = Überfallhöhe (m)

g = Erdbeschleunigung (m/s^2)

μ = Überfallbeiwert = 0,5

Durchflussüberprüfung

Bei der Durchflussprüfung kamen zwei unterschiedliche Sensoren zur Bestimmung der Wassertiefe zum Einsatz, eine Drucksonde und eine Luftultraschallmessung. Der Durchfluss wurde standardmäßig aus dem von dem Drucksensor gemessenen Wasserstand und der mittleren Fließgeschwindigkeit im Kreisprofil berechnet. Der Wasserstand der Drucksonde wurde mit dem der Luftultraschallmessung abgeglichen und im Zeitraum, in dem die Drucksonde durch leichten Anstau des Wasserspiegels bzw. durch Ausfall der Drucksonde Fehlwerte zeigte, an die Messwerte der Luftultraschallsonde angeglichen bzw. durch diese ersetzt.

4.4.2 Zulauf-Ablauf-Bilanzierung

Da die Zulaufvolumenströme zu den Trennbauwerken nicht direkt gemessen wurden, wurde eine Bilanzierung der Volumenströme zur Bestimmung des Gesamtzulaufs Q_{Zu} durchgeführt. Die zur Bilanzierung nötigen Volumenströme können Abb. 4.2 entnommen werden.

Der Zu- bzw. Ablauf der Speicherkammer des jeweiligen Beckens Q_B wurde über eine Bilanzierung des Beckeninhaltes berechnet:

$$Q_B = \frac{V_t - V_{t-1}}{\Delta t} \quad (4.2)$$

Mit

Q_B = Zulauf bzw. Ablauf der Speicherkammer (m^3/s)

V_t = Volumen in der Speicherkammer zum aktuellen Zeitpunkt t (m^3)

V_{t-1} = Volumen in der Speicherkammer zum vorangegangenen Zeitschritt $t-1$ (m^3)

Δt = Dauer des Zeitschritts (s)

Der Gesamtzulauf zu jedem Zeitschritt errechnet sich mit Hilfe der folgenden Formel:

$$Q_{Zu} = Q_{Ab} + Q_B + Q_{\ddot{U}} \quad (4.3)$$

Mit

Q_{Zu} = Gesamtzulauf (m^3/s)

Q_{Ab} = Ablauf nach Drossel (m^3/s)

Q_B = Zu- bzw. Ablauf der Speicherkammer (m^3/s)

$Q_{Ü}$ = Überlaufvolumenstrom Regenüberlaufbecken (m^3/s)

Aufgrund von geringen zeitlichen Verschiebungen bei der Bilanzierung und einem sprunghaften Absinken des Beckenfüllstandes bei der Beckenentleerung aufgrund der Sensitivität der Wasserstandsmessung in der Speicherkammer bei niedrigen Beckenfüllständen, konnten im Verlauf eines Niederschlagsereignisses negative Zulaufwerte auftreten. Diese kurzzeitigen und verhältnismäßig kleinen Bilanzierungsfehler wurden zu Null gesetzt.

4.4.3 Qualitätsdaten

Die in dieser Arbeit durchgeführten Auswertungen haben unterschiedliche Anforderungen an Qualität und Länge des zugrunde liegenden Datensatzes. Für die Auswertungen hinsichtlich Spülstoßcharakteristiken ist eine besonders gute Datenqualität erforderlich. Längere Ausfallzeiträume sowie Datenlücken während Trockenwetter spielen hingegen eine untergeordnete Rolle, da jedes Ereignis an den RÜB separat ausgewertet wird. Daten von fragwürdiger Qualität wurden aus diesem Grund direkt aus dem Datensatz entfernt.

Für die theoretische Abschätzung von Steuerungs- und Optimierungspotenzial ist es von größerer Bedeutung möglichst zusammenhängende Zeiträume zu untersuchen, um die natürliche Abfolge von Einstau und Entleerung der Becken abzubilden. Aus diesem Grund wurden die im ersten Arbeitsschritt als unsicher eingestuften und verworfenen Qualitätsdaten anhand der im Folgenden beschriebenen Methodik mit generierten realitätsnahen Daten wieder aufgefüllt.

Qualitätsdaten zur Auswertung der Einzelereignisse an den RÜB

Die Online-Qualitätsdaten wurden ab einem Grenzwert $1000 \text{ mg/l AFS}_{eq}$ und von 2000 mg/l für CSB_{eq} als Ausreißer deklariert und in diesen Zeiträumen für alle erfassten Sondenparameter gelöscht. Nitratwerte zwischen 0 und -10 mg/l wurden ebenfalls als Lücken deklariert, da diese auf das Trockenfallen der Sonde (insbesondere bei RÜB 1) hindeuteten. Korrespondierend dazu wurden Äquivalenzkonzentrationen für AFS und die anderen von der Spektrometersonde erfassten Qualitätsparameter in diesen Zeiträumen ebenfalls gelöscht.

Sowohl für CSB_{eq} als auch für AFS_{eq} wurde eine manuelle Driftkorrektur der Messdaten durchgeführt. Die Online-Messdaten für CSB_{eq} drifteten stärker als die für AFS_{eq} (z. B. im Zeitraum vom 28.09.-24.10.2015 1 mg/l AFS_{eq} -Drift und 6 mg/l CSB_{eq} -Drift). Zur Driftkorrektur wurde der gesamte Tagesgang im driftenden Bereich nach unten gekippt (siehe Abb. 4.7). Wenn die Sondenreinigung durch Absinken des Messniveaus sichtbar war, wurden bis zu den Reinigungsereignissen die driftenden Messwerte korrigiert. Auch größere Niederschlagsereignisse konnten zu einem Absinken des zuvor

4. Material und Methoden

hochgedrifteten Messniveaus führen. Auch diese Drifte wurden korrigiert. Das Aufspreizen der Amplitude (Maxima der Tagesgänge drifteten stärker als Minima) konnte nicht korrigiert werden.

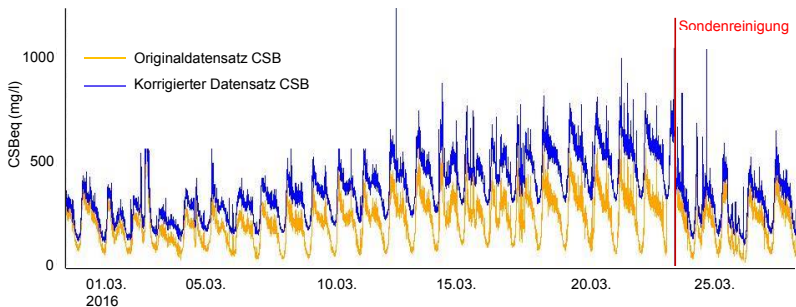


Abb. 4.7: Beispiel einer Driftkorrektur am Parameter CSB vom 28.02.2016 bis zum 28.03.2016

Eine Driftkorrektur der Daten wurde nur am RÜB 2 durchgeführt, da nur an diesem Becken die Sonden permanent eingetaucht installiert und somit überhaupt einer permanenten Verschmutzung mit Trockenwetterabfluss als Driftursache unterlagen.

Für die im Zulauf der KA Büsnau gewonnenen Qualitätsdaten erfolgte keine Driftkorrektur, da aufgrund der engmaschigeren Reinigung während der Kalibrierung der Sonde keinerlei Drift in den Daten erkennbar war. Ausreißer wurden aufgrund des insgesamt etwas niedrigeren Messniveaus im Zulauf des LFKW bereits ab 500 mg/l AFS_{eq} definiert.

Qualitätsdaten als Grundlage zur Simulation des fiktiven Einzugsgebiets

Die zur Auswertung der Einzelereignisse restriktive Datenprüfung führte zu wenigen über lange Zeiträume zusammenhängende Qualitätsdaten. Eine zusammenhängende Messreihe ist aber für eine ganglinienbasierte Simulation des fiktiven Einzugsgebiets nötig, um das zeitliche Zusammenspiel von Abflüssen und Überläufen realitätsnah abzubilden. Zusätzlich sind für das RÜB 1 aufgrund der Installation der Sonde oberhalb des Trockenwetterabflusses im Trockenwetterfall keine Daten vorhanden. Bei ungünstig gewählten Drosselabflüssen könnte es jedoch zu einem Trockenwettereinstau der Bauwerke vor oder nach Niederschlagsereignissen kommen und bei einer nicht vorhandenen Trockenwetterkonzentration somit zu einer Fehlinterpretation der Ergebnisse. Aus diesem Grund wurden die Lücken im Qualitätsdatensatz anhand der folgenden Regeln zur Untersuchung optimaler Drosselabflüsse und Steuerungsstrategien aufgefüllt. Zur Simulation wurden nur die gemessenen AFS-Äquivalenzkonzentrationen verwendet und dementsprechend wie folgt aufbereitet:

Bei kleineren Lücken in den AFS_{eq}-Daten von maximal bis zu zwei Stunden wurden die Werte zwischen dem letzten vorhandenen Messwert und dem nächsten vorliegenden Wert linear interpoliert. Bei längeren Lücken wurde mit dem mittleren Trockenwettertagesgang für AFS (Bestimmung siehe Kapitel 5.3) im Messzeitraum zur gegebenen

Uhrzeit aufgefüllt. Aufgrund der Ähnlichkeit der Charakteristiken des Trockenwettertagesgangs des Durchflusses von RÜB 1 und RÜB 2 (siehe Abb. 5.13) wurde der gleiche Trockenwettertagesgang für die Konzentration an AFS_{eq} am RÜB 1 angesetzt, der bei RÜB 2 gemessen wurde.

4.4.4 Ereignisdefinition

Da ein „Ereignis“ im Fachgebiet der Siedlungsentwässerung nicht einheitlich definiert ist, ist es nötig, die für diese Arbeit verwendete Ereignisdefinition darzustellen. Ein Ereignis wird in dieser Arbeit nicht über den Niederschlag, sondern über das Überschreiten von Grenzwasserständen oberhalb des Trockenwetterniveaus bzw. über das Auftreten von Beckenzulauf definiert. Genaugenommen bezeichnet ein Ereignis somit ein Einstauereignis, das zu einem erhöhten Wasserspiegel im Trennbauwerk der RÜB führt.

Aufgrund der unterschiedlichen Orte der Beckenentleerung der beiden untersuchten RÜB war es unumgänglich, unterschiedliche Ereignisdefinitionen zu verwenden. So entleert die Pumpe am RÜB 2 in das Trennbauwerk vor die Qualitätsmessstelle (siehe Abb. 4.8). Ereignisdauern, die die Beckenentleerung noch mit umfassen, würden somit zu einer doppelten Messung der Schmutzfracht im Becken führen und die Ergebnisse bei Verwendung der rein aus dem Gebiet kommenden Mischwasserqualität verfälschen. Daher wurde ein Ereignis am RÜB 2 von Beginn des Niederschlags, der eine Beckenfüllung zur Folge hat, bis zum Beginn der Beckenentleerung (Wasserstand im Becken sinkt) definiert.

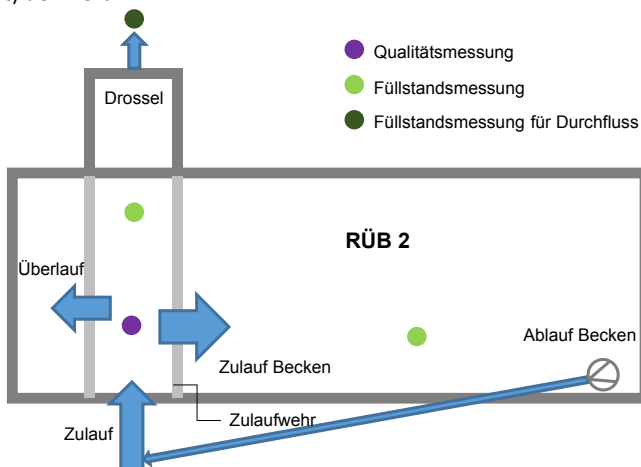


Abb. 4.8: Schema Regenüberlaufbecken 2 mit Entleerung vor das Trennbauwerk

Aufgrund der Anbringung der Sonde im RÜB 1 oberhalb des Trockenwetterabflusses wurde ein Ereignis von Beginn des Niederschlags, der zu einem Eintauchen der Qualitätssonde führt, bis zu dem Zeitpunkt, an dem die Sonde wieder trockenfällt, definiert. Der gesamte Zeitraum des erhöhten Abflusses im Trennbauwerk wurde somit als Ereignis ausgewertet, unabhängig davon, ob auch tatsächlich ein Zulauf in das Becken

stattfind. Kurze Unterbrechungen, in denen die Sonde am RÜB 1 weniger als 30 Minuten nicht eingetaucht war, danach aber wieder unter Wasser lag, wurden noch zum vorherigen Ereignis dazugezählt. Wenn die Sonde vor der vollständigen Beckenentleerung wieder eingetaucht wurde, zählte das ebenfalls noch zum aktuellen Ereignis am RÜB 1 dazu.

Für jedes Einstauereignis wurden an beiden Becken die Dauern der Trockenwetterphasen seit Niederschlag und Sonden- bzw. Beckeneinstau sowie Niederschlagscharakteristiken (Niederschlagssumme, maximale Intensität, durchschnittliche Intensität, Dauer des Niederschlagsereignisses) für das aktuelle und vorherige Niederschlagsereignis bestimmt. Die Auswertung der zum jeweiligen Ereignis zugehörigen Niederschläge ist nicht trivial und wurde für jedes Ereignis durch manuelle Zuordnung durchgeführt, da die Fließzeiten im Kanal und somit die Zeiten zwischen Niederschlag und erhöhtem Abfluss am Becken von Ereignis zu Ereignis stark variieren können. Ein Niederschlagsereignis wurde nur als solches gezählt, wenn mindestens in fünf zusammenhängenden Minuten Intensitäten >0,01 mm aufgezeichnet wurden.

Berechnung des Spülstoßindex

Für jedes Ereignis an den beiden Regenüberlaufbecken wurden der Anteil der kumulierten Gesamtfracht gegen den Anteil des kumulierten Ereignisvolumens nach Bertrand-Krajewski et al. (1998) aufgetragen (M(V)-Diagramm, siehe Abb. 4.9). Bei einer M(V)-Kurve oberhalb der Winkelhalbierenden ist ein leichter Verzug der Gesamtfracht vor dem Gesamtvolumen erkennbar, bei einer M(V)-Kurve unterhalb der Winkelhalbierenden geht das Volumen vor der Fracht durch. Auf der Winkelhalbierenden kommen Fracht und Volumen gleichzeitig an.

Basierend auf den M(V)-Diagrammen wurden für jedes Ereignis Spülstoßindizes bestimmt. Dazu wurde Anteil der kumulierten Gesamtfracht bei 30 % Volumendurchgang durch 30 % Volumendurchgang zu diesem Zeitpunkt nach Gleichung (4.4) geteilt.

$$SI = \frac{F, V30}{\frac{F, ges}{0,3}} \tag{4.4}$$

Mit

SI = Spülstoßindex

F,V30 = Frachtdurchgang bei 30 % Volumendurchgang (kg)

F,ges = Gesamtfracht bei Ereignis (kg)

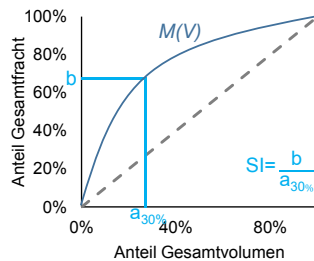


Abb. 4.9: Darstellung M(V)-Diagramm

4.5 Statistische Auswertungen

Verteilungen von Messgrößen werden in dieser Arbeit häufig in Form von Boxplots dargestellt. Die Boxplots zeigen den Median (waagerechter Strich) und den Bereich vom 1. bis zum 3. Quartil (blaue Box = Interquartilabstand) des jeweiligen Datensatzes. Die Antenne zeigt Minimal- und Maximalwert des Datensatzes, sofern sich diese innerhalb des 1,5fachen Interquartilabstands zum 1. bzw. 3. Quartil befinden. Liegen Werte zwischen dem 1,5fachen und 3fachen der Boxhöhe vom 1.Quartil nach unten bzw. vom 3. Quartil nach oben entfernt, werden diese als Ausreißer deklariert (Kreissymbol). Extremwerte (Sternsymbol) liegen mehr als das 3fache vom unteren Quartil nach unten, bzw. vom oberen Quartil nach oben, entfernt.

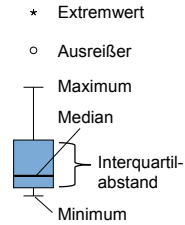


Abb. 4.10: Erläuterung Boxplot

In dieser Arbeit werden neben den üblichen statistischen Größen wie Median, Mittelwert und Standardabweichung der Korrelationskoeffizient nach Pearson sowie der Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman verwendet.

Korrelationskoeffizient nach Pearson:

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x}) \cdot (y_i - \bar{y})}{\sqrt{(\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2) \cdot (\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2)}} \quad (4.5)$$

Korrelationskoeffizient nach Spearman:

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (\text{rang}(x_i) - \overline{\text{rang}(x)}) \cdot (\text{rang}(y_i) - \overline{\text{rang}(y)})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (\text{rang}(x_i) - \overline{\text{rang}(x)})^2} \cdot \sqrt{\sum_{i=1}^n (\text{rang}(y_i) - \overline{\text{rang}(y)})^2}} \quad (4.6)$$

Mit

$x_1 \dots x_n$ = Messwerte von x

$y_1 \dots y_n$ = Messwerte von y

\bar{x} = Mittelwert der Messwerte von x

\bar{y} = Mittelwert der Messwerte von y

Beide Korrelationskoeffizienten geben den Zusammenhang zwischen zwei Variablen im Wertebereich von -1 (perfekte negative Korrelation) bis 1 (perfekte positive Korrelation) an. Der Korrelationskoeffizient nach Pearson geht von einer linearen Beziehung zwischen den Variablen aus, der Korrelationskoeffizient nach Spearman hingegen nicht. Der Korrelationskoeffizient nach Spearman gibt an, wie gut eine monotone Funktion den Zusammenhang zwischen zwei Variablen beschreibt, ohne Annahmen über deren Wahrscheinlichkeitsfunktion zu treffen. (Backhaus et al. 2018)

4.5.1 Strukturen prüfende Verfahren

In dieser Arbeit kommen sowohl Strukturen prüfende als auch Strukturen entdeckende statistische Verfahren zum Einsatz. Bei Strukturen prüfenden Verfahren ist eine sach-

logisch möglichst gute Vorstellung von den Zusammenhängen der Daten vor der Anwendung der Methode nötig. Im Gegensatz dazu können Strukturen entdeckende Verfahren auch dann verwendet werden, wenn vorab noch keine Kenntnis über die Wirkzusammenhänge vorhanden ist. Verwendet wurde als Strukturen prüfendes Verfahren die Regressionsanalyse.

Regressionsanalyse

Regressionsanalysen sind eines der meistverwendeten statistischen Analyseverfahren und dienen der Untersuchung von Beziehungen zwischen einer abhängigen und einer oder mehreren unabhängigen Variablen. Die Hauptaufgaben der Regressionsanalyse sind die Beschreibung und Erklärung quantitativer Zusammenhänge sowie die Prognose der Werte der abhängigen Variablen. (Backhaus et al. 2018)

Einfache Regressionsanalysen werden im Rahmen dieser Studie als erstes Mittel zur Feststellung quantitativer Zusammenhänge zwischen möglichen Einflussgrößen und Ausprägung des Spülstoßes im Kanalnetz verwendet. Auch zur Erstellung der Kalibrierfunktion der Online-Spektrometersonden dient eine Regressionsanalyse zwischen Laborwerten und den Äquivalenzkonzentrationen der Spektrometersonde.

Das Vorgehen bei der Regressionsanalyse folgt den folgenden Schritten nach Backhaus et al. (2018):

- Modellformulierung
- Schätzung der Regressionsfunktion
- Prüfung der Regressionsfunktion
- Prüfung der Modellprämissen

Die Modellformulierung erfolgte anhand der Visualisierung der einzelnen Datenpunkte. Anschließend wurde eine optimale Regressionsfunktion mithilfe des Kleinst-Quadrate-Kriteriums angepasst. Mittels des Bestimmtheitsmaßes R^2 wurde die Regressionsfunktion global überprüft. Das Bestimmtheitsmaß ist normiert und kann Werte zwischen Null und Eins annehmen. Mit höherem Anteil der erklärten Streuung an der Gesamtstreuung nimmt es zu. Das Kleinst-Quadrate-Kriterium zur Schätzung der Regressionsfunktion ist gleichbedeutend mit der Maximierung des Bestimmtheitsmaßes (Backhaus et al. 2018).

$$R^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - \bar{y})^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2} = \frac{\text{erklärte Streuung}}{\text{Gesamtstreuung}} \quad (4.7)$$

Mit

R^2 = Bestimmtheitsmaß

$\hat{y}_1 \dots \hat{y}_n$ = Schätzwerte von y

$y_1 \dots y_n$ = Messwerte von y

\bar{y} = Mittelwert der Messwerte von y

Ein Wert des Bestimmtheitsmaßes R^2 von 0,8 bedeutet somit, dass 80 % der gesamten Streuung durch die untersuchte Variable erklärt werden kann.

Die Modellprämissen der einfachen Regressionsanalyse beinhalten nach Backhaus et al. (2018) die Vollständigkeit des Modells (also die Berücksichtigung aller relevanten Variablen), gleichmäßige Streuung der Störgrößen (Homoskedastizität), die Unabhängigkeit der Störgrößen (keine Autokorrelation), keine lineare Abhängigkeit zwischen den unabhängigen Variablen sowie eine Normalverteilung der Störgrößen.

4.5.2 Strukturen entdeckende Verfahren

Strukturen entdeckende Verfahren werden zur Aufdeckung von Zusammenhängen zwischen Variablen verwendet. Es wird vorab keine Einteilung nach abhängigen und unabhängigen Variablen vorgenommen. Im Rahmen dieser Arbeit wurden Clusteranalysen, Faktorenanalysen und neuronale Netze nach den folgenden Beschreibungen verwendet. Ausgeführt wurden alle drei Struktur entdeckenden Verfahren in der Statistik-Software SPSS (IBM 2012).

Clusteranalyse

Das Ziel von Clusteranalysen ist es, Untersuchungsobjekte zu Gruppen (Clustern) zusammenzufassen, die einander möglichst ähnlich sind. Zwischen den Gruppen sollen möglichst große Unähnlichkeiten bestehen. (Backhaus et al. 2018)

Die Einteilung der Einzelereignisse anhand Ihrer Niederschlags- und Trockenwettercharakteristik in einzelne Cluster kann Hinweise darauf liefern, ob ein Spülstoß vorhanden und wie stark dieser ausgeprägt ist. Damit könnte allein anhand der Merkmale des Niederschlagsereignisses auf die Abflussqualität geschlossen und somit vorteilhafte Bewirtschaftungsentscheidungen getroffen werden.

Bei der Clusteranalyse werden alle Eigenschaften der Untersuchungsgröße gleichzeitig zur Gruppierung herangezogen. Die resultierende Gruppenbildung ist zu Beginn der Analyse unbekannt. (Backhaus et al. 2018)

Die in dieser Arbeit verwendete Clusteranalyse läuft nach Backhaus et al. (2018) den folgenden Schritten folgend ab:

1. Bestimmung der Ähnlichkeiten anhand eines Zahlenwertes (Proximitätsmaß)
2. Auswahl des Fusionierungsalgorithmus
3. Bestimmung der Clusteranzahl

Ausgehend von der Rohdatenmatrix, die alle Merkmale der Untersuchungsobjekte enthält, wird die Ähnlichkeit der Objekte zunächst durch ein statistisches Maß (Proximitätsmaß) berechnet. Anschließend wird die Rohdatenmatrix in eine Distanz- oder Ähnlichkeitsmatrix überführt. (Backhaus et al. 2018)

In dieser Arbeit wurden zwei verschiedene Typen von Clusteranalysen verwendet: Zum einen die hierarchische Clusteranalyse, die zu den agglomerativen Algorithmen gehört und zum anderen die K-Means Clusteranalyse als partitionierendes Verfahren.

Eine hierarchische Clusteranalyse startet immer in der feinsten Partition, d.h. jedes Objekt stellt ein eigenes Cluster dar. Im nächsten Schritt werden nun paarweise Distanzen berechnet (Distanzmatrix). Die beiden Gruppen mit der größten Ähnlichkeit bzw. mit

der geringsten Distanz werden zu einem neuen Cluster zusammengefasst. Die Abstände zwischen den neuen Gruppen werden wieder berechnet (reduzierte Distanzmatrix). Anschließend werden wieder die ähnlichsten Gruppen zusammengefasst und neue Distanzen berechnet bis nur noch ein Cluster übrig ist (Ein-Cluster-Lösung). (Backhaus et al. 2018)

Da es sich bei den verwendeten Messgrößen ausschließlich um metrische Werte handelt, wurde als Proximitätsmaß die quadrierte Euklidische Distanz verwendet:

$$d_{p,q}^2 = \sum_{i=1}^n (q_i - p_i)^2 \quad (4.8)$$

Mit

d = Euklidische Distanz

(p,q) = Koordinaten der Messwerte

n = Anzahl der Messwerte

Die Rohdatenmatrix wurde vor der Berechnung des Proximitätsmaßes zunächst auf einen Wertebereich von 0 bis 1 standardisiert, um eine Verzerrung der Ergebnisse aufgrund der unterschiedlichen Skalen der Messwerte zu vermeiden. Dabei wurde der Minimalwert von jedem zu standardisierenden Wert subtrahiert und dieser anschließend durch den gesamten Wertebereich geteilt.

Als Fusionierungsalgorithmus wurde zur hierarchischen Clusteranalyse zunächst das Single-Linkage-Verfahren verwendet, um Ausreißer im Datensatz zu identifizieren und zu eliminieren. Im Anschluss daran wurde das Ward-Verfahren angewandt. Nach Bergs (1981) findet das Ward-Verfahren im Vergleich zu anderen Algorithmen in den meisten Fällen sehr gute Partitionen und ordnet die Elemente den Gruppen „richtig“ zu. Milligan (1980) beschreibt das Ward-Verfahren als sehr guten Fusionierungsalgorithmus, wenn die Verwendung eines Distanzmaßes ein sinnvolles Kriterium zur Ähnlichkeitsbestimmung darstellt, alle Variablen auf metrischem Skalenniveau gemessen wurden, keine Ausreißer in einer Objektmenge enthalten sind, die Variablen unkorreliert sind sowie alle Gruppen ungefähr gleich groß sind und in etwa die gleiche Ausdehnung besitzen.

Die K-Means Clusteranalyse basiert darauf, dass ausgehend von einer Gruppeneinteilung durch Verschiebung der Objekte versucht wird, zu einer besseren Gruppierung zu gelangen (Backhaus et al. 2018). Für die K-Means Clusteranalyse im Rahmen dieser Arbeit wird zunächst eine Anfangspartition vorgegeben. Im Anschluss wird für die aktuelle Gruppenzuordnung die Fehlerquadratsumme ermittelt (Varianzkriterium). Im nächsten Schritt wird untersucht, ob diese durch eine Verlagerung der Objekte verringert werden kann. Das Objekt, das die maximale Verringerung der Fehlerquadratsumme hervorruft, wird verschoben und neue Mittelwerte für die entstehenden Gruppen werden errechnet. Als Distanzmaß der K-Means Clusteranalyse dient in dieser Arbeit die einfache Euklidische Distanz $d_{p,q}$ (siehe Gleichung (4.8)). Die Standardisierung bei der K-Means Clusteranalyse erfolgte durch die Teilung der Werte durch den jeweiligen Maximalwert des Datensatzes.

Als Maß für die Homogenität der in der Clusteranalyse gefundenen Gruppe wurde der F-Wert verwendet:

$$F = \frac{V(J, G)}{V(G)} \quad (4.9)$$

Mit

F = F-Wert

$V(J, G)$ = Varianz der Variable J in Gruppe G

$V(J)$ = Varianz der Variable J im Gesamtdatensatz

Übersteigt der F-Wert eins, so ist die Streuung der Variable in der Gruppe größer als im Ausgangsdatsatz.

Faktorenanalyse

Mittels einer Faktorenanalyse lassen sich Strukturen in großen Datensätzen erkennen. Die explorative Faktorenanalyse findet Gruppen von Variablen, die hoch miteinander korreliert sind und trennt sie von den weniger korrelierten Variablen. Miteinander hoch korrelierte Variablen werden als Faktoren bezeichnet. Die Faktorenanalyse kann ebenso zur Datenreduktion verwendet werden, wenn Ausprägungen für die strukturierten Faktoren (Faktorwerte) ermittelt werden. Diese lassen sich anstelle der Originalwerte des Datensatzes verwenden. (Backhaus et al. 2018)

Die Faktorenanalyse geht von der grundlegenden Annahme aus, dass jeder Beobachtungswert sich als eine Linearkombination mehrerer Faktoren darstellen lässt (Backhaus et al. 2018):

$$x_{kj} = a_{j1} \cdot p_{k1} + a_{j2} \cdot p_{k2} + \dots + a_{jQ} \cdot p_{kQ} \quad (4.10)$$

Mit

x_{kj} = Beobachtungswert der j-ten Variablen bei Objekt k

$a_{j1...Q}$ = Faktorenladung

$p_{k1...Q}$ = Faktor

Die Faktorenladung gibt an, wieviel Bedeutung ein Faktor für die Ausgangsvariable hat, im mathematischen Zusammenhang ist er der Korrelationskoeffizient zwischen Faktor und Variable (Backhaus et al. 2018). Im Rahmen dieser Arbeit wurde die Faktorenanalyse als explorative Faktorenanalyse angewandt, das heißt es wurden vorab keine Hypothesen über mögliche Modellzusammenhänge gestellt.

Die Faktorenanalyse folgte den folgenden Schritten (Backhaus et al. 2018):

- Variablenauswahl und Korrelationsmatrix
- Extraktion der Faktoren
- Wahl der Schätzmethode
- Zahl der Faktoren

- Faktorinterpretation
- Bestimmung der Faktorenwerte

Die Ausgangsdaten wurden vor der Faktorenanalyse anhand der folgenden Gleichung nach Backhaus et al. (2018) standardisiert:

$$z_{kj} = \frac{x_{kj} - \bar{x}_j}{s_j} \quad (4.11)$$

Mit

z_{kj} = Standardisierter Beobachtungswert der j -ten Variablen bei Objekt k

x_{kj} = Beobachtungswert der j -ten Variablen bei Objekt k

\bar{x}_j = Durchschnitt aller Beobachtungswerte der j -ten Variablen über alle Objekte

s_j = Standardabweichung der j -ten Variablen

Aus der standardisierten Datenmatrix wurde dann die Korrelationsmatrix errechnet.

Als Schätzmethode wurde im Rahmen dieser Arbeit die Hauptachsen-Faktorenanalyse in SPSS gewählt. Dabei werden die Faktoren aus der Korrelationsmatrix extrahiert und als Anfangsschätzer der Kommunalitäten (der Umfang an Varianzerklärung, den die Faktoren für die betreffende Variable liefern) so lange iterativ verändert bis das Konvergenzkriterium der Extraktion erfüllt wird (Backhaus et al. 2018). Die Hauptkomponentenanalyse wurde nicht verwendet, da diese davon ausgeht, dass die gesamte Varianz durch die Faktoren erklärt werden kann (Kommunalität = 1). Dies ist bei dem untersuchten Datensatz, der aus Messwerten besteht, die Messfehlern und zufälligen Schwankungen unterliegen, jedoch nicht der Fall. Aus diesem Grund erscheint die Hauptachsen-Faktorenanalyse mit iterativer Schätzung der Kommunalitäten als geeigneteres Verfahren.

Die Zahl der Faktoren zur Extraktion wurde mittels Analyse des Screeplots bestimmt. Im Screeplot werden die Eigenwerte in einem Koordinatensystem abnehmend angeordnet (siehe Abb. 5.51). Bei der größten Differenz der Eigenwerte entsteht ein Knick. Der Punkt im Knick bestimmt die Anzahl der zu extrahierenden Faktoren. Als Rotationsmethode wurde die Varimax-Variante verwendet. Dabei handelt es sich um eine orthogonale Rotation, die von der Annahme ausgeht, dass die Faktoren (also die entstehenden Achsen) untereinander nicht korreliert sind.

Zur Evaluation der Verwendbarkeit des Datensatzes für eine Faktorenanalyse wurden das Kaiser-Meyer-Olkin-Kriterium sowie die Anti-Image-Korrelationsmatrix verwendet. Auf der Anti-Image-Korrelationsmatrix werden die partiellen Korrelationen p_{jk} zwischen zwei Variablen aufgetragen. Diese zeigen die Korrelation zwischen zwei Variablen unter Elimination des Einflusses aller anderen Variablen, die untersucht wurden. Auf der Diagonalen der Anti-Image-Korrelationsmatrix steht die Measure of Sampling Adequacy. Diese berechnet sich nach der folgenden Formel:

$$MSA_j = \frac{\sum_{k \neq j} r_{jk}^2}{\sum_{k \neq j} r_{jk}^2 + \sum_{k \neq j} p_{jk}^2} \quad (4.12)$$

Mit

MSA_j = Measure of Sampling Adequacy der Variablen j

r_{jk} = Korrelation zwischen den Variablen j und k

p_{jk} = partielle Korrelation zwischen den Variablen j und k

Das Kaiser-Meyer-Olkin-Kriterium berechnet sich direkt aus der Anti-Image-Korrelationsmatrix wie folgt:

$$KMO = \frac{\sum \sum_{k \neq j} r_{jk}^2}{\sum \sum_{k \neq j} r_{jk}^2 + \sum \sum_{k \neq j} p_{jk}^2} \quad (4.13)$$

Mit

KMO = Kaiser-Meyer-Olkin-Kriterium

r_{jk} = Korrelation zwischen den Variablen j und k

p_{jk} = partielle Korrelation zwischen den Variablen j und k

Die Voraussetzungen zur Durchführung einer Faktorenanalyse sind nach Backhaus et al. (2018):

- Die Daten müssen metrisch skaliert sein.
- Die Fallzahl sollte mindestens der dreifachen Variablenanzahl entsprechen und mindestens größer als 50 sein.

Neuronale Netze

Neuronale Netze sind ein Analyseverfahren, das besonders gut geeignet ist, wenn nichtlineare Zusammenhänge zwischen den Variablen bestehen. Auch müssen bei diesem Strukturen entdeckenden Verfahren vorab keine Zusammenhänge zwischen den Variablen bekannt sein. Die Zusammenhänge bei der Verwendung neuronaler Netze werden im Verfahren selbst durch einen Lernprozess ermittelt. Die Wirkzusammenhänge zwischen den Variablen werden nicht aufgedeckt, sondern nur durch Trainieren erzeugt. (Backhaus et al. 2015)

Im Rahmen dieser Arbeit können neuronale Netze somit nicht die Frage beantworten, welche Faktoren die Ausprägung des Spülstoßes aus welchem Grund beeinflussen. Vielmehr ist die Zielsetzung der Anwendung dieses Verfahrens festzustellen, ob es möglich ist anhand des vorhandenen Datensatzes für die jeweiligen RÜB ein neuronales Netz so zu trainieren, dass anhand der Beobachtungsgrößen des Niederschlages und der Trockenwetterphase die Spülstoßindizes korrekt prognostiziert werden können. Die prognostizierten Spülstoßindizes könnten dazu genutzt werden, um im laufenden Betrieb optimale Steuerungsentscheidungen basierend auf den gemessenen Niederschlagsdaten und Trockenwetterperioden oder Vorhersagen dieser Werte zu treffen.

Neuronale Netze bestehen aus einer Eingabeschicht (Input-Layer), einer oder mehreren verdeckten Schichten (Hidden Layers) und einer Ausgabeschicht (Output-Layer). Die Eingabeschicht stellt die empirisch gewonnen Ausgangsvariablen als Neuronen dar. Die Ausgabeschicht entspricht der Variablen, die zuvor als Zielgröße definiert wurde.

Bei neuronalen Netzen werden zunächst die eintreffenden Signale auf einen Nettowert verdichtet. Innerhalb des Neurons wird dieser Wert nach einer Aktivierungsfunktion weiterverarbeitet. Die Verdichtung der Eingangssignale erfolgt nach der sog. Propagierungsfunktion. Im einfachsten Fall ist diese eine Summenfunktion, die aus den gewichteten Eingabesignalen berechnet wird. Beim überwachten Lernen werden die Gewichte der Propagierungsfunktion und die Parameter der Aktivierungsfunktion so lange verändert bis die Ausgabeschicht die gemessenen Ergebnisse möglichst optimal abbilden kann. (Backhaus et al. 2015)

Für diese Arbeit wurde ein mehrschichtiges Perzeptron in SPSS als eine häufig angewandte Methodik des überwachten Lernens im Rahmen von neuronalen Netzen verwendet. Vor der Analyse wurden die mittels Single-Linkage Clusteranalyse als Ausreißer identifizierten Messwerte aus den Daten entfernt. Als Trainingsdaten wurden 80 % des Gesamtdatensatzes verwendet. 20 % des Datensatzes dienten als Testdaten zur Überprüfung der Prognosen durch das neuronale Netz. Die Architektur des neuronalen Netzes (Anzahl der verborgenen Schichten, Anzahl der Neuronen in den verborgenen Schichten sowie Aktivierungsfunktion) wurde automatisch von SPSS gewählt. Als Stoppregel wurde eine maximale Anzahl von einem Schritt ohne Verringerung des Fehlers definiert. Die Aktivierungsfunktion für die verborgene Schicht wurde als Hyperbel tangens, für die Ausgabeschicht als Identität definiert.

4.6 Messdatenbasierte Simulation

Die übliche Vorgehensweise bei der Untersuchung der Effizienz von Kanalnetzen ist der Aufbau von Niederschlags-Abflussmodellen (N-A-Modellen), deren anschließende Kalibrierung mit Messdaten und schließlich die Systemanalyse hinsichtlich der vorher definierten Fragestellungen (siehe Abb. 4.11 oben).

Bei der Überregnung der befestigten Flächen bei der N-A-Modellierung bildet sich zunächst der Abfluss, wird anschließend beim Ablauf von den befestigten Flächen konzentriert und im Kanalnetz weiter transportiert (siehe Kapitel 2.3). Die Prozesse der Abflussbildung und -konzentration sind sehr komplexe Vorgänge, die eine Vielzahl von oftmals schwer zu bestimmenden Eingabeparametern zur genauen Beschreibung benötigen. Insbesondere die angeschlossene befestigte Fläche und deren Abflusswirksamkeit hat einen großen Einfluss auf die Simulationsergebnisse (siehe Kapitel 2).

Die in dieser Arbeit vorgestellte neue Methodik umgeht die N-A-Modellierung mit ihren zuvor beschriebenen Unsicherheiten. Stattdessen werden gemessenen Ganglinien direkt in ein Transportmodell (im Folgenden auch als Rumpfmmodell bezeichnet) eingegeben (siehe Abb. 4.11 unten). Somit werden die Unsicherheiten der Modellierung durch die Messunsicherheiten ersetzt. Durch die Simulation des Rumpfmmodells können weiterhin Szenarien untersucht und Emissionen für verschiedenen Kanalnetzkonfigurationen evaluiert werden.

Die durchgeführten Untersuchungen wurden an einem fiktiven idealen Einzugsgebiet durchgeführt, dessen Spezifikationen im nächsten Kapitel beschrieben werden.

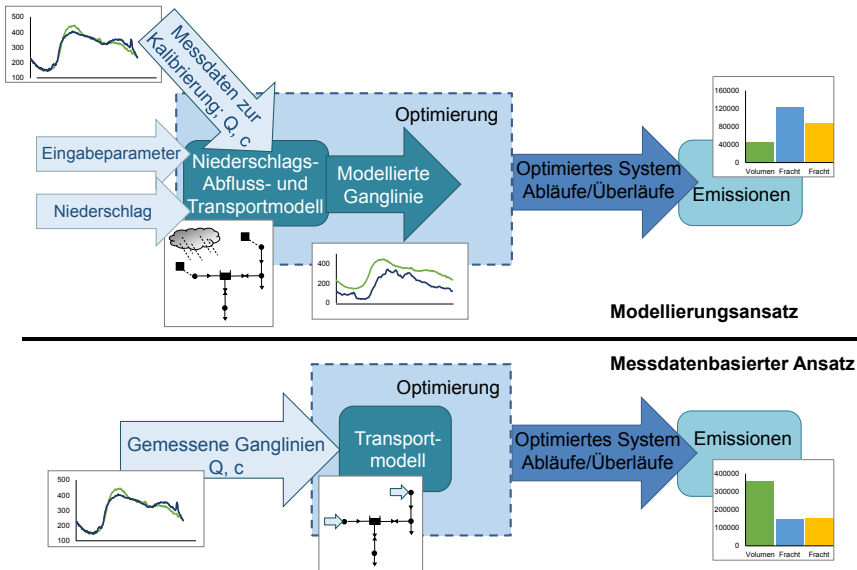


Abb. 4.11: Vergleich modellbasierter Systemoptimierung und messdatenbasierter Systemoptimierung, Q = Durchfluss; c = Konzentration

4.6.1 Fiktives Einzugsgebiet zur Simulation

Zur Untersuchung optimaler Drosselabflüsse und zur Simulation verschiedener Steuerungsstrategien wurde aus den beiden vorliegenden Regenüberlaufbecken ein fiktives ideales Einzugsgebiet entworfen. Diese Vereinfachung soll es ermöglichen, generell gültige Zusammenhänge ungestört zu identifizieren und gleichzeitig die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Einzugsgebiete zu gewährleisten und somit allgemein gültige Aussagen zu generieren. Zusätzlich erlaubt die hinreichend kleine Simulationszeit des vereinfachten Systems die Simulation und Auswertung verschiedenster Szenarien. Für die Frachtauswertungen werden nur die abfiltrierbaren Stoffe betrachtet, da diese Online-Messwerte im Vergleich zu den anderen online erfassten Parametern CSB und CSBf die gesichertsten Werte liefert und AFS im Vergleich zum Nitrat den in Hinblick auf die Gewässerqualität relevanteren Parameter darstellt.

Das fiktive Einzugsgebiet besteht aus zwei Teileinzugsgebieten, die jeweils an zwei Regenüberlaufbecken angeschlossen sind (siehe Abb. 4.12). Die beiden Becken entlasten in zwei voneinander unabhängige Gewässer. Die Drosselabflüsse der RÜB werden zu einer Kläranlage geleitet, die den gemeinsamen Drosselabfluss der beiden Becken begrenzt. Die RÜB wurden nicht als Fangbecken im Nebenschluss umgesetzt, wie die Becken im realen System konzipiert sind, sondern als Durchlaufbecken im Hauptschluss. Eine Sedimentationswirkung wurde für die Feststoffe bei der Beckenpassage allerdings nicht angesetzt. Für die Hydraulik des Systems ist die Ausführung als Fang- oder Durchlaufbecken irrelevant.

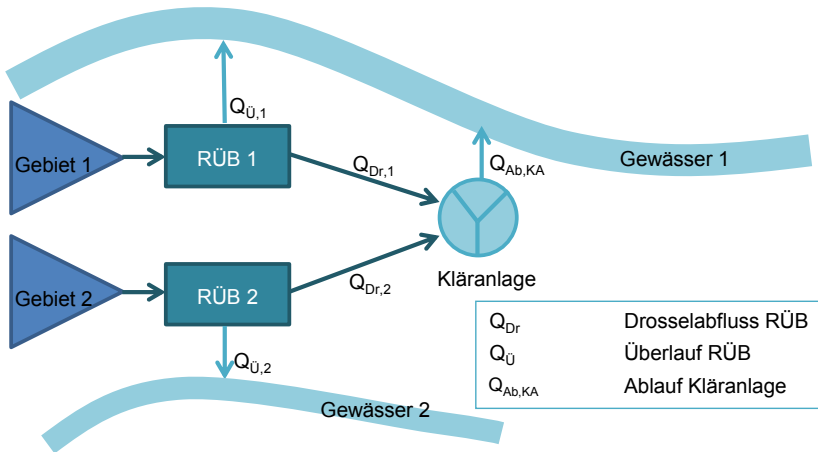


Abb. 4.12: Fiktives Einzugsgebiet für Simulationen; RÜB = Regenüberlaufbecken

Das System wurde in der Software EPA SWMM 5.1 Version 5.1.007 (EPA 2014) umgesetzt (siehe Systemdarstellung SWMM Abb. B.1 und Abb. B.2 im Anhang B). Die Sohlhöhen der Knoten im System (siehe Tab. B.3 im Anhang B) wurde aus den Steigungen der Zu- und Ablaufleitungen der realen Bauwerke berechnet, um ein möglichst realistisches Systemverhalten nachzubilden. Die Sohlhöhe der Becken wurde als Ausgangspunkt auf 100 m ü. NN gesetzt. Die Höhenlagen der Knotenpunkte hinter den beiden RÜB wurden mit einer Steigung von 1 % angesetzt. Dies soll das Abfließen des Wassers zur Kläranlage gewährleisten und einen Ein- und Überstau im Ablauf der Becken vermeiden. Die Durchmesser und Längen der Haltungen im Beckenüberlauf wurden den realen Bauwerksplänen entnommen (siehe Tab. B.4 im Anhang B). Die Haltungsdurchmesser im Ablauf der Becken stammen ebenfalls aus den Bauwerksplänen. Es wurde eine Haltungslänge zur Kläranlage von jeweils 100 m angesetzt. Die Durchmesser der Zulaufleitungen zu den Becken (1 m bei RÜB 1 und 3 m bei RÜB 2) wurden so gewählt, dass kein Überstau am Zulaufknoten stattfindet und somit direkt Volumen aus der Simulation verloren geht und dass die Abflusshöhe immer noch hinreichend groß ist und nicht von SWMM auf 0 gesetzt wird, was in 0 l/s Durchfluss resultiert und ebenfalls die Simulationsergebnisse verfälschen würde.

Die Regenüberlaufbecken wurden in SWMM mittels eines Speichervolumens (Storage Unit), dem eine Ablaufdrossel (Outlet) und ein Wehr (Weir) nachgeschaltet sind, dargestellt. Die Werte der eingestellten Parameter sind in Tab. 4.4 gegeben. Der Drosselabfluss wurde über eine tabellarisch konstante Abflusstabelle (Rating Curve) implementiert. Alle weiteren Eingabeparameter des Simulationsmodells wurden aus den Standardeinstellungen von SWMM übernommen und können der SWMM-Input-Datei in im Anhang B entnommen werden.

Tab. 4.4: Parameter zur Darstellung der Regenüberlaufbecken im System

Parameter	Parameter SWMM	RÜB 1	RÜB 2
Sohlhöhe (m ü. NN)	Invert El.; Storage Unit	100	100
Wehrhöhe (m)	Inlet Offset; Weir	3,55	5,24
Wehrlänge (m)	Length; Weir	8	11,7
Überstauhöhe Wehr (m)	Height; Weir	0,45	1,27
Grundfläche (m ²)	Area Storage Curve; Storage Unit	227	372
Volumen (m ³)	Über Area und Depth Storage Curve	805	1953
Max. Beckentiefe (m) (Einstau- + Überstauhöhe)	Inlet Offset + Height; Weir	4	6,53

Der nach Kapitel 4.4.2 bestimmte Zulauf zu den Becken in einminütiger Auflösung wurde zu fünfminütigen Werten gemittelt, um den Zulauf zu gleichmäßigen und kurzzeitige Bilanzierungsfehler aufgrund des plötzlichen Anspringens der Füllstandsmessung zu reduzieren. Zusammen mit den nach Kapitel 4.4.3 vorbereiteten Zulaufdaten der beiden Becken wurden die Zeitreihen der AFS-Konzentration als Direct Inflow an den Zulaufknoten als eine Time-Series-Tabelle eingegeben. Diese Art der Simulationen wird für diese Arbeit als ganmlinien- oder messdatenbasiert bezeichnet.

Es wurden die folgenden zusammenhängenden Simulationszeiträume mit einer Gesamtdauer von insgesamt 569 Tagen simuliert:

- 13.08.14 bis 21.01.15
- 29.01.15 bis 03.02.15
- 09.02.15 bis 13.03.15
- 15.03.15 bis 02.05.15
- 15.05.15 bis 17.07.15
- 06.08.15 bis 02.09.15
- 08.09.15 bis 29.10.15
- 19.11.15 bis 18.12.15
- 27.12.15 bis 13.01.16
- 29.01.16 bis 12.04.16
- 06.05.16 bis 26.06.16

Vergleichssimulationen mit Einzugsgebietsflächen

Im Vergleich zu den ganmlinienbasierten Simulationen wurden auch Simulationen nach herkömmlicher Vorgehensweise (im Folgenden auch vollsimuliertes System genannt) durchgeführt, das heißt, der gemessene Gebietsniederschlag wurde an den Niederschlagsschreibern eingegeben und die Einzugsgebiete wurden direkt überregnet (Systemübersicht in SWMM siehe Abb. B.2 im Anhang B). Auf eine Kalibrierung mit den Messdaten für Abfluss und Qualität wurde bewusst verzichtet, um als Referenz

4. Material und Methoden

einen Zustand zu verwenden, wie er häufig während Planungs- und Entscheidungsprozessen vorliegt.

Die Einzugsgebietsgrößen sowie die Muldenverluste wurden aus den Niederschlags-Abflussbilanzen der Einzelereignisauswertung bestimmt (siehe Abb. 5.17 und Abb. 5.30). Die mittlere Geländeneigung wurde aus dem DGM 200 für die beiden Einzugsgebiete abgeschätzt. Aus der Geometrie der Einzugsgebiete wurde die Weite des virtuellen Gerinnes der Teil-EZG, das für die Simulation in SWMM benötigt wird, abgeschätzt. Die Werte für die der Simulation zugrunde liegenden Parameter können Tab. 4.5 entnommen werden. Alle Flächen wurden zu 100 % als undurchlässig implementiert.

Die Verschmutzung des Oberflächenabflusses wurde mit dem Ansatz von Akkumulation und Abtrag in SWMM berechnet. Es wurde eine exponentielle Funktion für Akkumulation (Buildup) und Abtrag (Washoff) mit Standardwerten für die Koeffizienten verwendet. Für die Parametrisierung der Akkumulation wurde eine maximale Akkumulation von 12 kg AFS/ha mit einem Exponenten von 0,5 verwendet. Der Abtrag wurde mit einem Koeffizienten von 1000 und einem Exponenten von -10 nachgebildet. Infiltration wurde in den Vergleichssimulationen nicht berücksichtigt.

Tab. 4.5: Einzugsgebietsparameter für Vergleichssimulationen mit Flächen

Parameter	Parameter SWMM	RÜB 1	RÜB 2
A_U (ha)	Area; Subcatchment	17,29	54,36
Muldenverluste (mm)	DStore-Imperv; Subcatchment	0,53	1,28
Geländeneigung (%)	% Slope; Subcatchment	3,5	5,3
Fremdwasser (l/s)	Direct Inflow Baseline; Node	4,5	5,5
Schmutzwasserzufluss (l/s)	Dry Weather Inflow Average Value; Node	7	30
Weite des virtuellen Gerinnes (m)	Width, Area	1000	1000

Der Trockenwetterabfluss im EZG der beiden RÜB wurde über die aus den Messdaten isolierten stündlichen Tagesgänge der mittleren AFS-Konzentration und des Durchflusses zusammen mit den aus den Durchflussmesswerten anhand des gleitenden Minimums über 21 Tage ermittelten Fremdwasseranfall abgebildet (siehe Kapitel 5.3). Für den Tagesgang der AFS-Konzentration am RÜB 1 lagen aufgrund der oberhalb des Trockenwetterabflusses installierten Sonde keine Daten vor. Aufgrund der Ähnlichkeit der Charakteristiken des Trockenwettertagesgangs des Durchflusses von RÜB 1 und RÜB 2 (siehe Abb. 5.13) wurde der gleiche Trockenwettertagesgang für die Konzentration an AFS_{eq} am RÜB 1 angesetzt, der bei RÜB 2 gemessen wurde. Alle weiteren Eingabeparameter des Simulationsmodells wurden aus den Standardeinstellungen von SWMM übernommen und können der SWMM-Input-Datei in Anhang B entnommen werden.

Der Simulationszeitraum für das System mit Einzugsgebietsflächen lief vom 13.08.2014 bis zum 26.06.2016 durchgehend (683 Tage). Bis zum 01.06.2015 wurden für beide

Teileinzugsgebiete die Niederschlagsdaten des Niederschlagsschreibers am RÜB 2 verwendet, da der Niederschlagsschreiber am RÜB 1 erst zum 01.06.2015 in Betrieb ging. Ab dem 01.06.2015 wurde für das EZG 1 der Niederschlagsschreiber nahe RÜB 1 verwendet.

Simulationseinstellungen

Die Simulationen wurden mit dem Kinematic Wave Ansatz (siehe Gleichung (2.3)) in SWMM durchgeführt. Dies ermöglicht im Vergleich zum Dynamic Wave Ansatz (Gleichung (2.2)), der die gesamte Saint-Venant-Gleichung (Gleichung (2.1)) plus Massenbilanz löst, hinreichend kurze Rechenzeiten für vielfache Optimierungsläufe und ist gleichzeitig zulässig, da im fiktiven System beim Kinematic Wave Ansatz unberücksichtigte Effekte wie Einstau- und Rückstau des Kanalnetzes nicht vorkommen sollen. Die Berechnung erfolgte in Zeitschritten von 30 s (Flow Routing). Ein Vergleich der unterschiedlichen Flow Routing-Berechnungsverfahren und der damit verbundenen Abweichungen zwischen den Ergebnissen im simulierten System sind in Kapitel 6.1 dargestellt.

4.6.2 Statische Optimierung der Drosselabflüsse

Die statische Optimierung der Drosselabflüsse des Systems wurde mit Hilfe einer Kopplung des in EPA SWMM aufgebauten Simulationsmodells mit der Software Matlab (MathWorks) durchgeführt. Zur Optimierung der Zielgrößen wurde das in Matlab vorhandene Optimierungswerkzeug verwendet. Dieses liefert verschiedene Optimierungsalgorithmen. Verwendet wurde der Simulated Annealing Algorithmus zur Bestimmung der optimalen Drosselabflüsse.

Die Optimierungen wurden unter der Variation der Drosselabflüsse der beiden Becken im System in Hinblick auf Gesamtentlastungsvolumen, -fracht und -dauer an beiden Regenüberlaufbecken durchgeführt. Die Randbedingung des maximalen Kläranlagenzulauf wurde adaptiv behandelt und mittels der folgenden Gleichungen erfüllt:

$$Q_{Dr,1} = 0 + d_1 \cdot (Q_m - 0) \quad (4.14)$$

$$Q_{Dr,2} = 0 + d_2 \cdot (Q_m - Q_{Dr,1} - 0) \quad (4.15)$$

Mit

$Q_{Dr,1}$ = Drosselabfluss RÜB 1 (m^3/s)

d_1 = Optimierungsgröße 1, liefert Werte zwischen 0 und 1

$Q_{Dr,2}$ = Drosselabfluss RÜB 2 (m^3/s)

d_2 = Optimierungsgröße 2, liefert Werte zwischen 0 und 1

Q_m = Mischwasserabfluss zur Kläranlage (m^3/s)

4.6.3 Abschätzung des Steuerungspotenzials

Als Referenzfall und theoretisches Optimum aller Steuerungsstrategien in einem idealen System wurde auch ein Zentralbeckenansatz ausgewertet, d.h. anstelle der zwei verteilten Speicherbauwerke wurde das System so verändert, dass nur noch ein Regenüberlaufbecken mit dem Gesamtvolumen beider RÜB vorhanden ist.

Beide Zulaufknoten, an denen die gemessenen Beckenzuläufe (sowohl Quantität als auch Qualität) direkt als Inputganglinien eingegeben wurden leiten ihren Abfluss weiter in ein Zentralbecken. Die Umsetzung in SWMM ist in Abb. B.3 im Anhang B dargestellt.

Das Zentralbecken verfügt über einen Gesamtspeicherraum von 2748 m³ bei einer Grundfläche von 458 m² und 6 m Höhe. Die Entleerung erfolgt über eine Drossel (Outlet) mit einem konstanten Abfluss des maximalen Zuflusses zur Kläranlage von 241 l/s. Das Becken entlastet über ein Wehr mit einer Gesamtlänge von 15 m. Die Sohlhöhen der Knotenpunkte im System sowie Haltungslängen- und Durchmesser der Leitungen des Systems zur Auswertung des Zentralbeckenansatzes sind in Tab. B.5 und Tab. B.6 im Anhang B nachlesbar.

Mit dem Zentralbeckenansatz kann das maximale theoretische Potenzial der Effektivität von volumenabhängigen Kanalnetzsteuerungen bestimmt werden (Schütze 2017; Einfalt und Stölting 2002). Der Zentralbeckenansatz erlaubt es, die durch Steuerung zu erreichenden minimalen Überlaufvolumina im System zu bestimmen. Dieses theoretische Optimum stellt eine Obergrenze für die Effektivität einer Steuerung dar. Hydraulische Beschränkungen oder Fließzeiten zwischen den Becken werden vereinfachend außer Acht gelassen. (Schütze 2017)

Für die beispielhafte Simulation verschiedener Steuerungsstrategien wurde das in Kapitel 4.6.1 beschriebene fiktive Einzugsgebiet zur Simulation dahingehend verändert, dass die Beckenentleerung nicht über ein Outlet und eine hinterlegte Rating Curve zur Festlegung des Drosselabflusses erfolgt, sondern über Pumpen und Pumpenganglinien (Pump Curves). Diese Pumpenganglinien lassen sich in SWMM über Steuerungsregeln (Control Curves) freier modifizieren, als Rating Curves von Outlets, was eine effizientere Auswertung verschiedener Steuerungsstrategien ermöglicht. Das übrige System entspricht weiterhin dem fiktiven Einzugsgebiet aus Kapitel 4.6.1.

Volumenabhängige Steuerungsstrategien wurden über Steuerungs-codes (siehe Anhang G) umgesetzt, die direkt auf Systeminformationen wie Wasserstand, Zulauf oder Volumen an Knotenpunkten und Haltungen zugreifen können. Wenn-Dann-Beziehungen legen für die unterschiedlichen Fälle die einzustellenden Drosselabflüsse fest.

Auf die Qualitätsparameter im System gibt es in SWMM keine direkte Zugriffsmöglichkeit über Steuerungsregeln. Diese wurden daher über externe Dateien eingelesen, in denen die Steuerungseingriffe vor der Simulation basierend auf der vorliegenden Mischwasserqualität für jeden Zeitschritt der Simulation festgelegt wurden.

Alle Steuerungsstrategien in SWMM basieren darauf, dass die ursprünglichen Abflüsse der Pump Curves mit einem Faktor versehen werden. Dieser wird für volumenabhängigen Steuerungsstrategien beim Eintreten der vorgegebenen Bedingungen angewandt, bei den qualitätsabhängigen Steuerungsstrategien wird dieser über die externe Datei für die unterschiedlichen Simulationszeitpunkte festgelegt.

5 Ergebnisse und Diskussion

In diesem Abschnitt werden zunächst die im Untersuchungszeitraum gewonnen Messdaten ausgewertet und interpretiert. Die Anwendbarkeit von Online-Qualitätsmessungen im Mischsystem wird diskutiert. Anhand hoch aufgelöster Ganglinien von Durchfluss und Feststoffkonzentrationen an den beiden überwachten Regenüberlaufbecken werden Spülstoßcharakteristika ausgewertet und Modellansätze zur Beschreibung der Qualitätscharakteristika bei Einstauereignissen evaluiert.

5.1 Niederschlagsdaten

Die Analyse der Niederschlagsdaten im Untersuchungszeitraum von August 2014 bis September 2016 soll Aufschluss über die Repräsentativität der gewonnenen Daten aus den beiden Einzugsgebieten liefern. Dazu ist eine Einordnung der Messdaten in das langjährige Niederschlagsgeschehen erforderlich. Außerdem sollen Informationen über die räumliche Verteilung Niederschläge der 3,7 km entfernt liegenden Stationen als Grundlage zur Abschätzung eines möglichen Steuerungspotenzials geliefert werden.

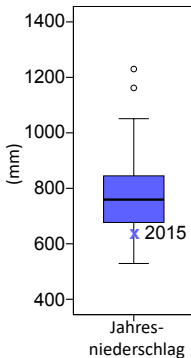


Abb. 5.1: Jahresniederschlagsverteilung von 1911-2002 und Jahresniederschlag 2015

Die Niederschlagssumme eines ganzen Jahres konnte aufgrund des Messzeitraums nur am RÜB 2 für 2015 gebildet werden.

In 2015 wurden am RÜB 2 insgesamt 641 mm Niederschlag gemessen. Im Vergleich zu Langzeit-Niederschlagsdaten des DWD von 1911-2002 aus dem Untersuchungsgebiet (DWD 2018) handelt es sich um ein verhältnismäßig niederschlagsarmes Jahr im ersten Quartil der Langzeitniederschlagsdaten (siehe Abb. 5.1). Der langjährige mittlere Jahresniederschlag beträgt 771 mm bei einer Standardabweichung von 137 mm. Unter Betrachtung der Monatsniederschlagssummen im Untersuchungszeitraum im Vergleich mit den langjährigen Niederschlagszeitreihen von 1911-2002 (siehe Abb. 5.5), ist erkennbar, dass insbesondere die Sommermonate 2015 deutlich trockener als die im vorangegangenen Jahrhundert waren. Dies gilt sowohl für den Sommer 2015 als auch für 2016.

Die Monatsniederschläge für den Juli 2015 und den August 2016 sowie für den September beider Jahre liegen an beiden RÜB deutlich unterhalb des langjährigen Mittels und auch unterhalb der Standardabweichung des Langzeit-Datensatzes. Die Fehlerindikatoren am langjährigen Mittel der Niederschlagsdaten zeigen \pm die Standardabweichung des jeweiligen Monats. Alle anderen Monatsniederschlagssummen bewegen sich im Bereich des langjährigen Mittelwertes \pm Standardabweichung.

5. Ergebnisse und Diskussion

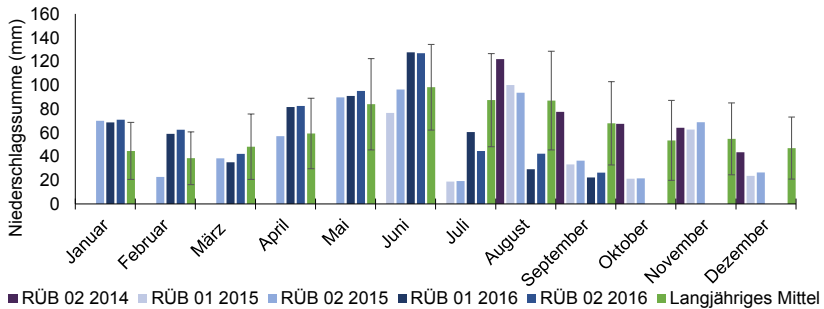


Abb. 5.2: Monatsniederschläge am RÜB 1 und RÜB 2 in 2014 und langjähriges Monatsniederschlagsmittel von 1911-2002

Da ab 2002 keine Messwerte der Langzeitniederschlagsmessung an der Station des DWD mehr vorlagen, wurden weitere Langzeitniederschlagsdaten des DWD an einer Messstation nahe des Untersuchungsgebiets (etwa 10 km Luftlinie entfernt) ausgewertet (DWD 2018). Abb. 5.3 zeigt die langjährigen Jahresniederschläge von 1975 bis 2018 im direkten Vergleich. 2014 und 2017 zeigen mit 829 mm und 772 mm Jahresniederschlagshöhe durchschnittliche Charakteristiken (mittlerer Jahresniederschlag von 1932 bis 2018 806 mm), wobei 2015 auch in diesem Kontext mit 606 mm ein unterdurchschnittlich regenreiches Jahr darstellt.

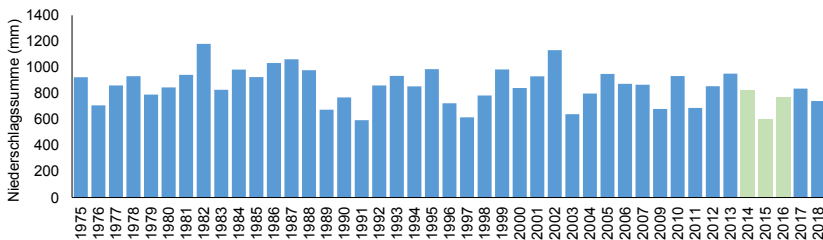


Abb. 5.3: Jahresniederschläge von 1975-2018 an einer Niederschlagsstation nahe des Untersuchungsgebiets

Abb. 5.4 und Abb. 5.5 zeigen das Verhalten der beiden Niederschlagschreiber im Verhältnis zueinander. Die Doppelsummenanalyse der kumulierten Niederschläge für 2015 und 2016 an beiden Becken zeigt ein sehr homogenes Niederschlagsverhalten im Gebiet (siehe Abb. 5.4, links). Dies wird auch von der Korrelation der Tagesniederschlagssummen an beiden RÜB bestätigt. Das Bestimmtheitsmaß R^2 der Tagesniederschläge ist mit 0,92 hoch.

Abb. 5.5 visualisiert das Auftreten eines Niederschlagsereignisses mit einem senkrechten Strich. Auch hier ist ein relativ gleichmäßiges Niederschlagsgeschehen sichtbar. Es sind kaum Niederschlagsereignisse erkennbar, die nur an einem RÜB auftraten. In 2015 regnete es im Zeitraum, an dem Daten beider Niederschlagschreiber vorlagen (Juni bis Dezember) 4.887 Minuten lang nur am RÜB 1 und 5.429 Minuten lang nur am RÜB 2. Gleichzeitig fiel Niederschlag an beiden Stationen in 2.970 Minuten, was 40 %

der Gesamtniederschlagszeit entspricht. Von Januar bis September 2016 zeigte sich ein sehr ähnliches Bild. In 38 % der Niederschlagszeit wurde Niederschlag an beiden Messstationen aufgezeichnet, 62 % der Niederschlagszeit regnete es nur an einem RÜB.

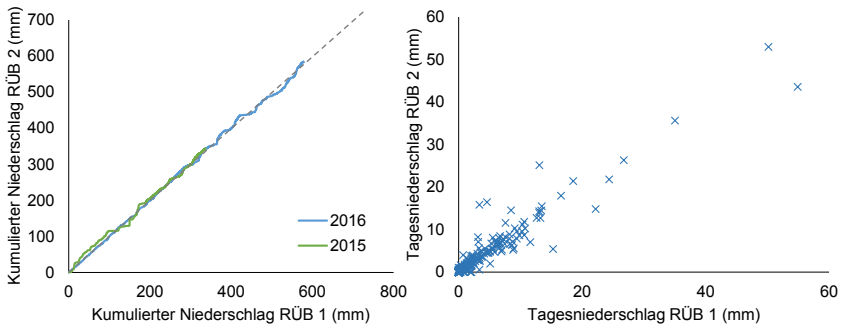


Abb. 5.4: Doppelsummenanalyse des Niederschlags am RÜB 1 und RÜB 2 (links) und Korrelation der Tagesniederschlagssummen am RÜB 1 und RÜB 2 (rechts)

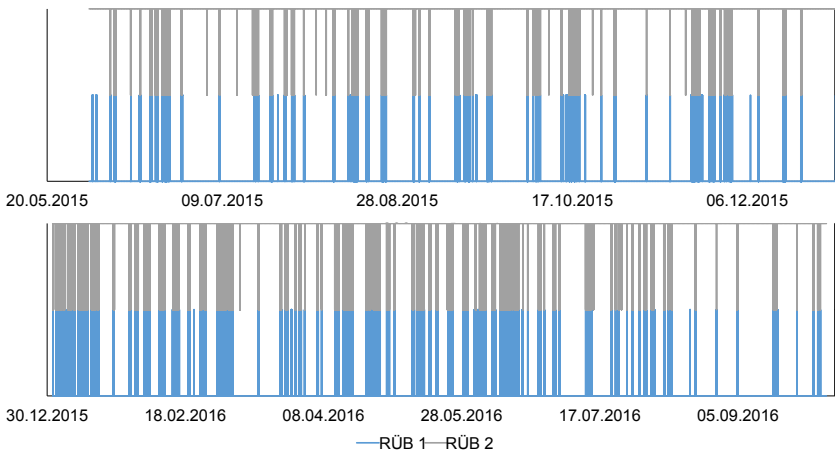


Abb. 5.5: Niederschlagsverhalten an beiden Regenüberlaufbecken im Vergleich

Die zeitlich versetzte Korrelation der minutlichen Niederschlagsmessungen an den beiden Niederschlagsschreibern miteinander gibt Aufschluss über mögliche Zugrichtungen der Niederschlagsfelder im Untersuchungsgebiet. Abb. 5.6 zeigt die Ergebnisse dieser Analyse. Die größte Korrelation wird erreicht, wenn die Niederschlagsmessdaten am RÜB 2 mit den Niederschlagsdaten am RÜB 1 sieben Minuten später korreliert werden. Dies entspricht einer Zugrichtung des Niederschlagsfeldes von Südwesten nach Nordosten. Dieses Ergebnis deckt sich mit der südwestlichen Hauptwindrichtung im Untersuchungsgebiet (Geißler und Dröschner 2016).

Insgesamt zeigten sich die Sommermonate 2015 und 2016 eher trocken. Dennoch sind im Untersuchungszeitraum auch hinreichend durchschnittliche Monate vorhanden, um belastbare Schlüsse aus den Ergebnissen ziehen zu können. Die Jahresniederschlagshöhen ordnen sich für 2014 und 2016 gut in den langjährigen Kontext ein.

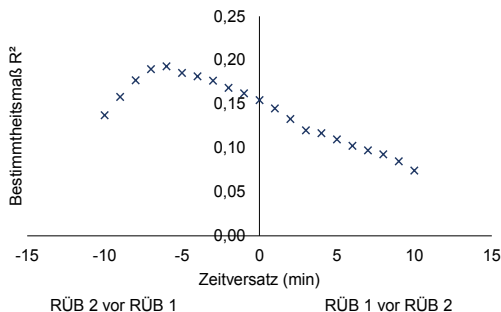


Abb. 5.6: Korrelation der Niederschlagsdaten der beiden Stationen miteinander unter Betrachtung verschiedener Zeitdifferenzen

Der Zeitverzug von sieben Minuten zwischen den beiden Niederschlagsmessern könnte für Echtzeitsteuerungen berücksichtigt werden, um die Gewässerbelastung weiter zu reduzieren. Das dadurch entstehende Einsparungspotenzial wird in Kapitel 0 näher betrachtet.

5.2 Online-Qualitätsmessungen

Für Echtzeitsteuerungen, bei denen basierend auf den vorhandenen Messdaten automatisiert Entscheidungen getroffen werden, sind kontinuierlich und sofort vorliegende korrekte Messdaten unerlässlich. Durch moderne Datenübertragungstechnik ist die sofortige Übermittlung der gesammelten Daten an zentrale Leitsysteme problemlos möglich. Jedoch müssen auch die Messsonden selbst kontinuierlich zuverlässige Werte liefern. Nur dann ist die Grundlage für automatisch erfolgende steuernde Eingriffe in das Abflussgeschehen gegeben. Die folgenden Unterkapitel zeigen die Betriebserfahrungen mit den eingesetzten UV/VIS Spektrometersonden.

5.2.1 Betriebserfahrungen UV/VIS Spektrometersonden

Durch die unterschiedlichen Installationsarten der UV/VIS Spektrometersonden (nur bei Regenwetter eingetaucht am RÜB 1 und permanent eingetaucht am RÜB 2) ergeben sich unterschiedliche Betriebserfahrungen bei den beiden eingesetzten Sonden. Beide Sonden wurden durchschnittlich alle 22 Tage manuell gereinigt und alle sechs Wochen erfolgte eine Referenzmessung mit dest. H_2O .

Die Niederschlagssummen an beiden Messstationen zeigen nur geringfügige Unterschiede. Eine dauerhafte statische Anpassung der Drosselabflüsse an den erhöhten Niederschlag einer Messstation wird somit im Untersuchungsgebiet voraussichtlich keine nennenswerte Reduktion der Emissionen zur Folge haben.

Die vorherrschende Windrichtung kann aus den Messdaten der Niederschläge abgelesen werden.

Nur bei Regenwetter eingetauchter Sondenbetrieb

Die nur bei Regenwetter eingetauchte Sonde zeigte sich deutlich wartungsärmer als die permanent eingetauchte. Durch das regelmäßige Trockenfallen konnte sich in der Zeit zwischen den manuellen Sondenreinigungen kein starker Biofilm ausbilden. Die Referenzmessungen mit dest. H₂O funktionierten immer beim ersten Versuch.

Für die Online-Kontrolle der Messdaten ist der Einbau der Messsonde oberhalb des Trockenwetterabflusses allerdings nicht optimal. Beim Trockenfallen der Sonde zeigte die Sonde meist sehr hohe Messwerte für AFS_{eq} und CSB_{eq}. Gemessene Absorptionsspektren der Sonden in Mischwasser und an der Luft sind in Abb. 5.7 dargestellt. Es ist gut erkennbar, dass sich das Spektrum an

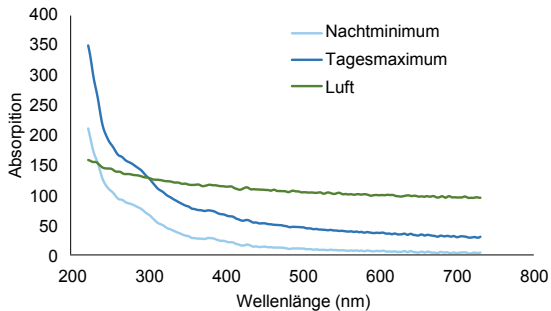


Abb. 5.7: Gemessene Absorptionsspektren in Mischwasser zum Nachtminimum, Tagesmaximum und beim Trockenfallen der Sonde (Luft)

der Luft deutlich von der Charakteristik der Spektren in Mischwasser unterscheidet. So ist die Absorption an der Luft im für Feststoffe relevanten Bereich oberhalb von 450 nm deutlich erhöht und führt zu höheren Äquivalenzkonzentrationen von AFS. Der Nitratwert wird im Wellenlängenbereich zwischen 200 und 250 nm berechnet, in dem die Absorption an der Luft unter der des Mischwassers liegt. Aus diesem Grund fällt der Nitratwert in den Zeiträumen des Trockenfallens auf 0 oder 0,1 mg/l, sodass Nitrat auf einem dauerhaft niedrigen Niveau als Anzeiger für Trockenwetterperioden verwendet werden kann. Bei einem Niederschlagsereignis steigt der Nitratwert sprunghaft an und AFS_{eq} und CSB_{eq} fallen auf ein abwassertypisches Niveau (siehe Abb. 5.8). Durch das Fehlen der Trockenwetterphasen ist eine Einordnung der Messwerte in den Gesamtkontext allerdings nicht mehr möglich. Bei permanent eingetauchter Einbauweise geben Trockenwettertagesgänge Aufschluss über die ordnungsgemäße Sondenfunktion.

Die Messwerte für die Äquivalenzkonzentration des Nitratstickstoffs können allerdings im Ereignisverlauf zusätzlich Aufschluss über die ordnungsgemäße Funktion der Sonde liefern. Da Nitrat im Untersuchungsgebiet überwiegend aus in das Kanalnetz infiltrierendem Grundwasser stammt (die Nitratkonzentration im Grundwasser im Untersuchungsgebiet lag von 2004 bis 2013 zwischen 5,8 und 22,2 mg/l bei einer mittleren Konzentration von etwa 10 mg/l), verhält sich der Konzentrationsverlauf des Nitrats gegenläufig zum Regenwasseranteil im Kanal. Dies ist ebenfalls in Abb. 5.8 erkennbar und zeigte sich bei den meisten untersuchten Ereignissen an beiden RÜB.

Komplette Sondenausfallzeiten wurden im gesamten Untersuchungszeitraum bei dieser Installationsart nicht festgestellt.

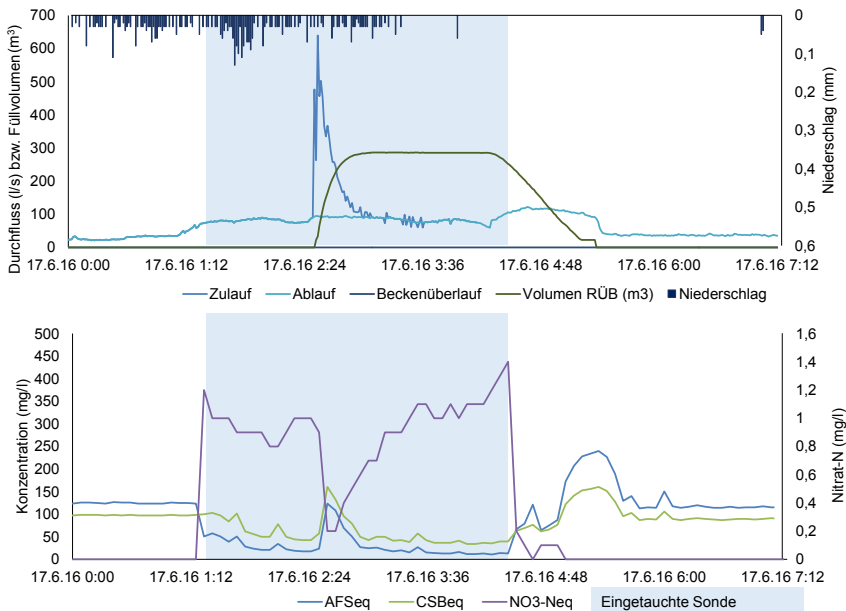


Abb. 5.8: Beispiel für Daten der oberhalb des Trockenwetterabflusses installierten Sonde; Ereignis vom 17.06.2016

Permanent eingetauchter Sondenbetrieb

Der permanent eingetauchte Betrieb von Spektrometersonden ist deutlich wartungsintensiver als der temporär eingetauchte Betrieb. Durch den permanenten Kontakt mit Abwasser bildeten sich ein Biofilm und anorganische Verschmutzungen, der sich bei den Sondenwartungen teilweise nur schwer entfernen ließ. Die durchgeführten Referenzmessungen waren nicht immer erfolgreich, was aber vermutlich durch die zeitweise Einleitung von Deponiesickerwasser vor RÜB 2 zurückzuführen ist. Nur die Reinigung mit Spülmittel, Ethanol, verdünnter Salzsäure (5 %) und dest. H₂O konnte alle Beläge am Messfenster der Sonde entfernen. Am RÜB 1 war hingegen eine Reinigung mit Spülmittel ausreichend.

Die Messdaten zeigten deutlichen Drift für AFS_{eq} und CSB_{eq}, der insbesondere am Trockenwettertagessgang sichtbar war. Der Drift äußerte sich sowohl in einer Erhöhung der Tagesminimalwerte als auch in einem Aufspreizen der Amplitude zwischen Tagesminima und Maxima (siehe Abb. 4.7). Nach der Reinigung der Sonde und nach manchen größeren Niederschlagsereignissen sanken die Messwerte auf das ursprüngliche Messniveau zurück.

Das Driftausmaß lag für bei AFS_{eq} immer recht niedrig um 1 mg/l am Tag. Bei CSB_{eq} war das Driftausmaß unterschiedlich ausgeprägt und geht von Zeiträumen fast ohne Drift bis zu 8 mg/l am Tag. Die permanent eingetauchte Messsonde lief im Messzeitraum

sehr stabil, Tagesgänge waren deutlich mit nur wenigen Ausreißern nach oben erkennbar.

Die Verwendung von permanent eingetauchten Sonden bietet den Vorteil, dass die Güte der Messdaten kontinuierlich überwacht werden kann. Im Untersuchungszeitraum lieferte die permanent eingetauchte Messung immer Daten. Allerdings traten einige Zeiträume mit Daten fragwürdiger Qualität auf. Diese umfassen die folgenden Zeiträume:

- 02.-12.08.2014
- 22.-29.01.2015
- 04.-08.02.2015
- 03.-15.05.2015
- 17.07.-06.08.2015
- 03.09.-08.09.2015
- 29.10.-19.11.2015
- 18.-27.12.2015
- 13.01.-30.01.2016
- 12.04.-06.05.2016
- 01.07.-02.10.2016 - ab 01.07. wurde die Sonde allerdings nicht mehr gereinigt und hat sich durch das Zusetzen der Drossel am RÜB in Schlamm eingegraben.

Die Ausfallzeiträume entsprechen einer unzureichenden Datenqualität an nur 129 von 700 Messtagen (entspricht 18 % der Messdauer). Zeiträume mit unzureichender Datenqualität häuften sich allerdings nach längeren Zeiträumen ohne Sondenreinigung, so dass engmaschigere Sondenreinigungen die Güte der gewonnenen Daten bei permanent eingetauchter Installationsweise weiter verbessern können.

5.2.2 Sondenkalibrierung

Eine Kalibrierung der Qualitätssonden wurde anhand der Messdaten von insgesamt 48 Stichproben an sechs Probenahmetagen im Juni und Juli durchgeführt (siehe Tab. 4.3).

Die Ergebnisse der Kalibrierung sind in Abb. 5.10 dargestellt. Eine beispielhafte Ganglinie für die Kalibrierung der Spektrometersonde am 28.06.2017 bei leichtem Regenwetter zeigt Abb. 5.9. Es wird deutlich, dass der Konzentrationsverlauf auch mit der unkalibrierten Sonde gut wiedergegeben werden kann. Zur besseren Sichtbarkeit des Verlaufs der Messwerte sind die zeitgleich mit den Laborproben erfassten Messwerte der Spektrometersonde sowie die Laborwerte mit zusätzlich mit einer Linie verbunden dargestellt. Die Abweichung bei der Doppelbestimmung der AFS-Konzentrationen im Labor lag bei durchschnittlich 3 %. Unsicherheiten bei der Probenahme selbst wurden nicht bestimmt.

Die relative Abweichung zwischen den Werten der AFS-Äquivalenzkonzentrationen und den AFS-Laborwerten lag im Mittel bei 29 %. Nachkalibriert mit einer linearen Ka-

5. Ergebnisse und Diskussion

libriergeraden konnte die Abweichung auf 11 % reduziert werden. Das Bestimmtheitsmaß R^2 für die lineare Kalibrierung lag im Gesamtzeitraum bei 0,78. Der Root Mean Square Error der Residuen zwischen den mit der Kalibrierfunktion prognostizierten Werten und den Messwerten, der laut Caradot et al. (2015) ein guter Schätzwert für die Unsicherheit darstellt, ist in Abb. 5.10 als Unsicherheitsband um die jeweilige lineare Trendlinie hinterlegt. Er beträgt 23 mg/l. Der Standardfehler der Kalibrierfunktion lag bei 30 mg/l.

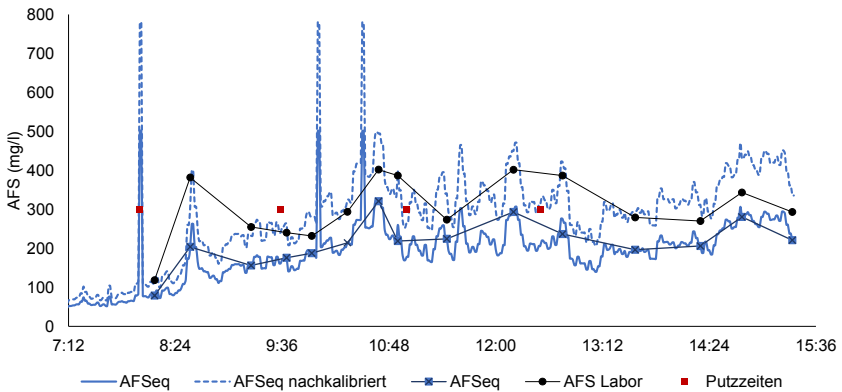


Abb. 5.9: Beispiel für Kalibrierung der s::can UV/VIS-Spektrometersonde im Zulauf des LFKW-Büsnau bei leichtem Regenwetter am 28.06.2017

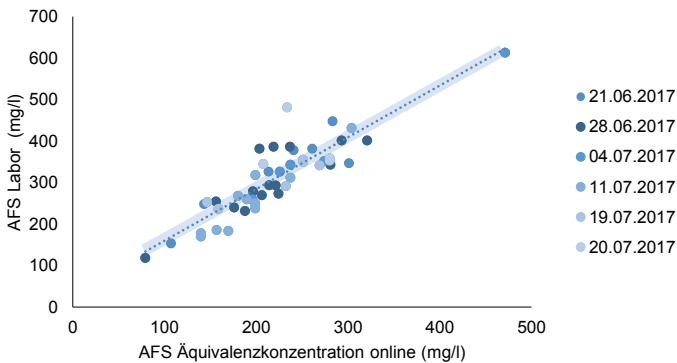


Abb. 5.10: Ergebnisse der Kalibrierung der s::can UV/VIS-Spektrometersonde im Zulauf des LFKW-Büsnau

Für die Erstellung der linearen Kalibrierfunktion wurden alle 48 Labormessungen berücksichtigt. Der Unterschied zwischen den ermittelten AFS-Zulauffrachten zwischen den kalibrierten und den unkalibrierten Werten lag bei durchschnittlich 25 % über den gesamten Messzeitraum. Die relative Abweichung der kalibrierten und unkalibrierten Einzelmesswerte lag in den hohen Wertebereichen bei maximal 36 %.

5.2.3 Zusammenfassende Diskussion zu Online-Qualitätsmessungen in Mischsystemen

Die Qualitätsmessungen im Zulauf des LFKW-Büsnau haben gezeigt, dass eine kontinuierliche und zuverlässige Messung der Abwasserqualität (AFS und CSB) mittels UV/VIS Spektrometersonden möglich ist.

Eine permanent eingetauchte Installationsweise der Spektrometersonde erfordert zwar engmaschigere Wartungs- und Reinigungsintervalle, liefert aber mehr Sicherheit bei der Echtzeitprüfung der Datenqualität der gelieferten Daten. Eine automatische Reinigungsvorrichtung der Sonden ist beim ständigen Kontakt mit der Abwassermatrix unerlässlich.

Die Möglichkeit der Verwendung von UV/VIS Spektrometersonden zur kontinuierlichen Überwachung der Wasserqualität in verschiedenen Matrices wurde bereits in verschiedenen Untersuchungen bewiesen (z. B. Bertrand-Krajewski et al. 2003). Hochedlinger et al. (2006b) konnten auch die Anwendbarkeit von UV/VIS Spektrometersonden zur Qualitätsüberwachung von Mischwasserkanälen zeigen.

Eine lokale Kalibrierung der Spektrometersonden wird in den meisten Studien empfohlen (e.g. Gamerith 2011; Caradot et al. 2015; Caradot et al. 2013; Caradot et al. 2014; Lepot et al. 2016). So konnte Gamerith (2011) den Fehler bei der Bestimmung von Einzelwerten für CSB von 50 % und bei AFS von 100 % im niedrigen Konzentrationsbereich durch eine lokale Sondenkalibrierung auf jeweils ca. 25-30 % senken. Caradot et al. (2013) beschreiben eine Reduktion der Unsicherheiten durch eine lokale Kalibrierung bei der CSB-Gesamtfrachtermittlung auf 25 % von ursprünglich bis zu 45 %. Bei der Sondenkalibrierung im Zulauf der Kläranlage Büsnau konnte die Abweichung zwischen den einzelnen Äquivalenzkonzentrationen für AFS von den Laborwerten von 29 % auf 12 % reduziert werden. Die Sonde lieferte somit bereits vor der lokalen Kalibrierung zuverlässige und relativ präzise Werte. Hochedlinger (2005) ermittelte ebenfalls bereits unter Verwendung der globalen Kalibrierung relativ präzise AFS-Messwerte. Die Auswirkungen dieser Unsicherheiten aufgrund der Verwendung der globalen Kalibrierung auf die im Untersuchungsgebiet ermittelten Spülstoßindizes wird in Kapitel 5.4.5 näher erläutert.

In dieser Studie wurden sowohl kleinere Niederschlagsereignisse als auch Trockenwetterzeiträume beprobt. Caradot et al. (2013) empfehlen die Verwendung von 15-20 Kalibrierproben bei 3-4 Niederschlagsereignissen. Mit den 11 Probenahmetagen in dieser Studie und 48 untersuchten Kalibrierproben werden diese Bedingungen erfüllt. Gamerith (2011) warnt weiterhin vor der Verwendung von Kalibrierproben in einem eingeschränkten Konzentrationsbereich. Bei den Proben im Zulauf der Kläranlage Büsnau wurde ein mischwassertypisches Konzentrationsspektrum vom 100 mg/l bis 600 mg/l

abgedeckt (etwa 80 bis 2.500 mg/l nach einer Zusammenstellung von Welker (2004)), so dass die Kalibrierergebnisse zuverlässig erscheinen.

Für die Simulation verschiedener Szenarien und Steuerungsstrategien werden in dieser Arbeit global kalibrierte Messwerte von UV/VIS Spektrometersonden verwendet. Diese Daten können den absoluten Messwert für Feststoffe i. d. R. nur mit großen Unsicherheiten wiedergeben. Die Dynamik der Konzentrationen konnte im Zulauf des LFKW Büsnau jedoch sehr gut erfasst werden. Es wird daher davon ausgegangen, dass die Dynamik der Mischwasserverschmutzung von Spektrometersonden generell gut wiedergegeben werden kann. Dies bestätigen auch die Untersuchungen von Gamerith (2011). Somit können Untersuchungen, die auf den Ergebnissen von Konzentrationsverläufen beruhen, wie (M(V)-Diagramme sowie der Vergleich verschiedener Varianten oder Steuerungs Eingriffe trotzdem zuverlässig untersucht werden.

Bei Echtzeitentscheidungen basierend auf Online-Qualitätsdaten sind gute Korrektur- und Warnmechanismen erforderlich für einen sicheren Betrieb des Kanalsystems. Eine vollständig automatische Validierung der Messdaten wird von Rouault (2009) nicht empfohlen. Dies hat sich in diesen Untersuchungen bestätigt. Nicht alle möglichen Messfehler sind im Voraus bekannt und eine kritische visuelle Prüfung der Messdaten ist unerlässlich. Dies ist für Echtzeit-Qualitätssteuerungen ein kritischer Punkt. Zudem hätte bei der durchgeführten Untersuchung eine Echtzeitsteuerung in 18 % des Untersuchungszeitraums aufgrund von unzureichender Datenqualität nicht funktioniert.

5.3 Ableitung von Systemkenngrößen

Zur Plausibilisierung der Messdaten und zur Bestimmung der Ganglinienverläufe sowie weiterer Eingangsdaten als Grundlage für die vollständige Simulation des fiktiven Systems mit Einzugsgebietsflächen wurden Tages- und Jahresgänge aus den hochaufgelösten Messdaten bestimmt. Zusätzlich wurden die Daten aus den Bauwerksplänen der RÜB mit den aus den Messdaten ermittelten Größen abgeglichen.

Vergleich der Bauwerkspläne mit den Messdaten

Am RÜB 1 ist in den Messdaten die Höhe des Beckenüberlaufs bei 1,87 m über dem Niveau des Beckenzulaufs erkennbar. Der Nullpunkt der Beckenüberlaufsonde liegt 0,20 m tiefer als die Wehrhöhe des Beckenzulaufs. Laut Beckenplan liegt die Beckenüberlaufschwelle 1,69 m über dem Beckenzulauf. Zuzüglich der 0,2 m Höhenversatz der Beckenüberlaufsmessung ist dieser Wert somit plausibel. Die maximale gemessene Überstauhöhe über dem Beckenüberlauf beträgt 1,3 m und passt somit nicht zu den Bauwerksdaten, die eine maximale Überstauhöhe von 0,45 m angeben. An vier Überlaufereignissen im Untersuchungszeitraum wurden diese zu hohen Überstauhöhen verzeichnet. Da die Überstauung anhand einer Drucksonde im Trennbauwerk erfolgt, ist hier das Auftreten von Druckabfluss bei den genannten Ereignissen sehr wahrscheinlich. Diese Ereignisse wurden für die weiteren Auswertungen nicht betrachtet, da die Überlaufvolumina bei Druckabfluss nicht anhand der Poleni-Formel berechnet werden können.

Die Einstaudauer am RÜB 1 betrug 968 Stunden im Messzeitraum. Das entspricht 5 % der Messdauer. Die Überlaufdauer beträgt 16 Stunden, was 0,1 % der gesamten Messdauer und 1,7 % der Einstaudauer entspricht. Insgesamt traten im Untersuchungszeitraum 141 Einstauereignisse und 19 Überlaufereignisse auf.

Am RÜB 2 ist in den Messdaten die Höhe des Beckenüberlaufs bei 0,82 m erkennbar. Dies deckt sich gut mit der Zulaufschwellehöhe im Bauwerk bei dem angegebenen Nullpunkt der Messsonde auf 376,1 m ü. NN (Überlaufschwellehöhe laut Plan auf 376,93 m ü. NN). Die maximale Überstauhöhe über dem Beckenüberlauf beträgt 0,61 m und passt zu den Bauwerksdaten, die eine maximale Überstauhöhe von mehr als 1 m angeben.

Die Einstaudauer am RÜB 2 betrug insgesamt 4053 Stunden. Das entspricht 22 % der Messdauer. Die Überlaufdauer betrug 303 Stunden, was 1,7 % der gesamten Messdauer und 7,5 % der Einstaudauer entspricht. Insgesamt wurden 70 Überlaufereignisse verzeichnet. Das RÜB 2 zeigte sich im Untersuchungszeitraum also deutlich aktiver, sowohl was Einstau, als auch was Entlastungen angeht. Hier spiegelt sich der vom Betreiber zum Schutz des sensiblen Gewässers am RÜB 1 mit 126 l/s verhältnismäßig hoch gewählte Drosselabfluss des Beckens wider.

Fremdwasser in den Einzugsgebieten

Abb. 5.11 und Abb. 5.12 zeigen die Tagesminima und die gleitenden Minima über 21 Tage des gemessenen Abflusses nach der Drossel von RÜB 1 und RÜB 2. Die dargestellten Tagesminima wurden über zwei Tage gemittelt, um die Kurve zu glätten. An beiden Becken sind gleiche Charakteristiken des Abflussniveaus erkennbar (z. B. Phase mit erhöhten Tagesminima Anfang Januar 2015). Ein Jahresgang ist an beiden Becken nicht erkennbar, nur am RÜB 1 ist eine Phase mit niedrigeren Minimalabfluss vom 20.07. bis 31.12.2015 sichtbar (schwarze Linie in Abb. 5.11). Dieser Phase mit niedrigerem Minimalabfluss ist in den Daten am RÜB 2 nicht erkennbar.

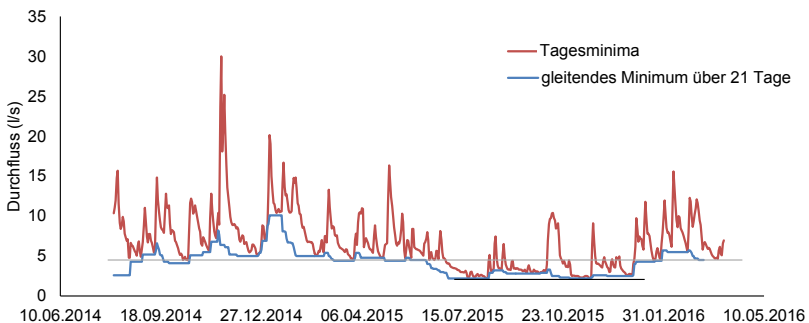


Abb. 5.11: Tagesminima und gleitendes Minimum des Durchflusses über 21 Tage am RÜB 1

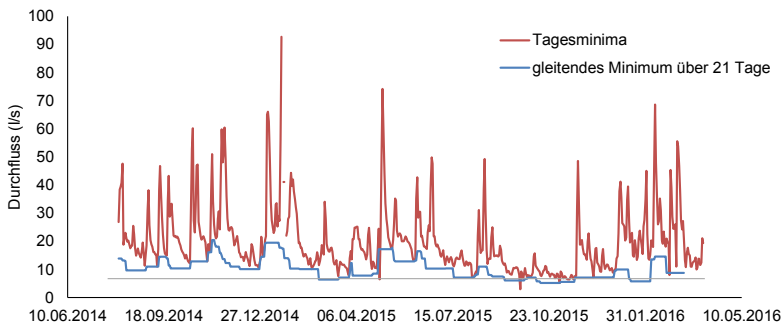


Abb. 5.12: Tagesminima und gleitendes Minimum des Durchflusses über 21 Tage am RÜB 2

Aus dem gleitenden Minimum über 21 Tage wurde der mittlere Fremdwasseranfall in den Einzugsgebieten von RÜB 1 und RÜB 2 abgeschätzt. Im EZG von RÜB 1 beträgt der Fremdwasseranfall im Mittel 4,5 l/s (graue Linie), was einem spezifischen Fremdwasseranfall von 0,13 l/(s·ha A_u) entspricht. In der Phase mit niedrigerem Minimalabfluss beträgt der Fremdwasseranfall nur 2,5 l/s. Im EZG von RÜB 2 liegt der spezifische Fremdwasseranfall bei 0,09 l/(s·ha A_u) (etwa 6,5 l/s). Dies deckt sich mit den Sichtbeobachtungen an den RÜB. Der Trockenwetterabfluss am RÜB 1 sieht deutlich klarer als der am RÜB 2 aus, was den höheren Fremdwasserabfluss im EZG des RÜB 1 widerspiegelt.

Tagesgänge der Konzentrationen und des Durchflusses

An beiden RÜB wurden sehr ähnliche Tagesgänge für den mittleren Schmutzwasserabfluss im Messzeitraum festgestellt (siehe Abb. 5.13 unten links). Gegen 23:00 Uhr zeigt sich an beiden Becken eine Abflussspitze, die vermutlich aus dem Beckenbetrieb herrührt, deren genaue Herkunft aber nicht weiter geklärt werden konnte. Ansonsten entspricht der ermittelte Schmutzwassertagesgang dem erwarteten Verlauf für kleinere Einzugsgebiete, die hauptsächlich von Wohnbebauung geprägt sind. Gegen 09:30 Uhr ist das Tagesmaximum im Abfluss und in den Abflusskonzentrationen erkennbar, gegen 20:00 Uhr erfolgt ein zweites lokales Maximum. Die minimalen Werte für Abfluss und Konzentration werden um 04:00 Uhr erreicht.

Die Stundenfaktoren für die Tagesgänge sind in Abb. 5.14 dargestellt. In der unteren Grafik ist vergleichend der Tagesgang der Stundenfaktoren nach ATV für EZG von 0-5.000 und für 10-50.000 Einwohner dargestellt. Die Maximalabflüsse sind hierbei im Vergleich zu den gemessenen Tagesgängen auf 12:00 Uhr verschoben. Die Minima werden von 23:00 Uhr bis 03:00 Uhr erreicht. Insgesamt ist der Tagesgang deutlich ausgeprägter als der aus den Messdaten ermittelte.

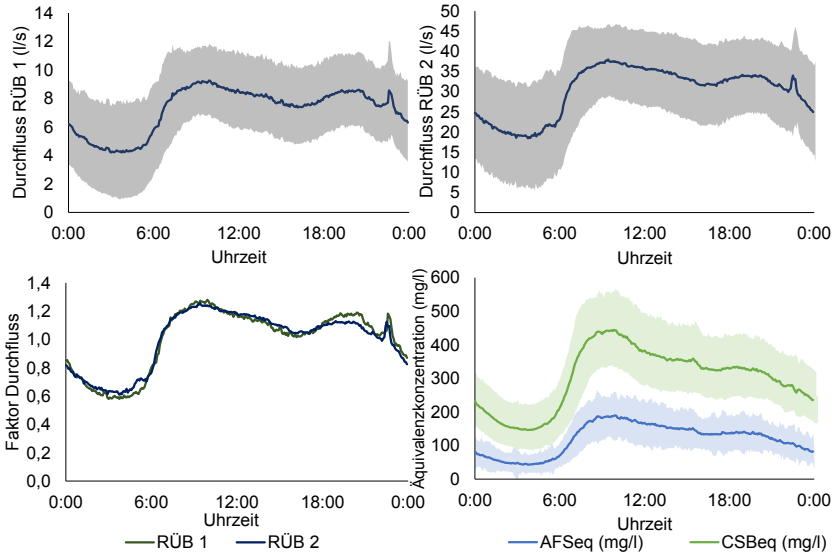


Abb. 5.13: Mittlerer Tagesgang für Schmutzwasserabfluss am RÜB 1 (oben links); für Schmutzwasserabfluss, AFS- und CSB-Konzentration am RÜB 2 (oben rechts); mittlerer Tagesgang für Schmutzwasserabfluss am RÜB 1 und RÜB 2 (unten links) und mittlere Trockenwettertagesgänge für AFS- und CSB-Konzentrationen am RÜB 2 (unten rechts).

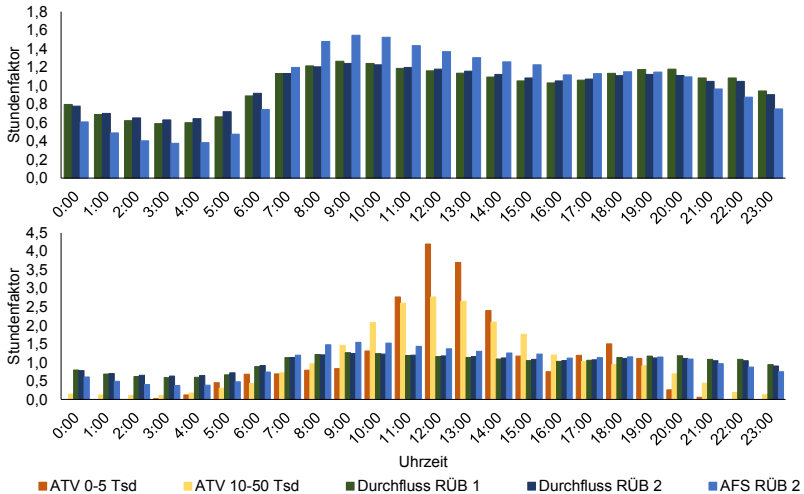


Abb. 5.14: Stündliche Trockenwettertagesgangfaktoren am RÜB 1 und RÜB 2 (oben) im Vergleich mit Tagesgängen nach ATV (unten)

Aus den Trockenwettermessungen ergeben sich die Tab. 5.1 dargestellten Tageswerte für Zulauf und Frachten aus dem EZG von RÜB 1 und RÜB 2. Der Wasserverbrauch beträgt am RÜB 1 128 l/(EW·d), an RÜB 2 etwas höher mit 236 l/(EW·d). Beide Werte liegen in einem plausiblen Bereich für Deutschland. Gujer 2007 gibt für die Feststofffracht einen Richtwert von 70 g/(EW·d) an. Im EZG RÜB 2 liegt dieser mit 37 g/(EW·d) deutlich darunter. Der Wert für CSB von 120 g/(EW·d) wird mit 91 g/(EW·d) ebenfalls etwas unterschritten.

Tab. 5.1: Zulaufwerte Trockenwetter am RÜB 1 und RÜB 2 sowie im Zulauf des LFKW Büsnau von Vaihingen kommend

	Tageszulauf	AFS-Fracht	CSB-Fracht
Zulauf RÜB 1	610 m ³ /d		
Einwohnergleichwerte EZG RÜB 1	128 l/(EW·d)		
Zulauf RÜB 2	2.590 m ³ /d	405 kg/d	1003 kg/d
Einwohnergleichwerte EZG RÜB 2	236 l/(EW·d)	37 g/(EW·d)	91 g/(EW·d)
Gesamtzulauf LFKW	1.880 m ³ /d	348 kg/d	648 kg/d
Einwohnergleichwerte LFKW	289 l/(EW·d)	54 g/(EW·d)	100 g/(EW·d)
Literaturvergleichswert aus Gujer 2007		70 g/(EW·d)	120 g/(EW·d)

Auch im Zulauf des LFKW Büsnau wurden anhand der kalibrierten Äquivalenzkonzentrationen für AFS und der unkalibrierten Äquivalenzkonzentrationen der Spektrometer-sonde für CSB Tageszulauffrachten für den Untersuchungszeitraum berechnet. Es wurden nur Messdaten für den Zulauf des LFKW Büsnau von der Universität kommend verwendet. Dazu wurden 6.500 Einwohnergleichwerte im Gebiet angenommen (8.500 im Gesamteinzugsgebiet des LFKA minus ca. 2.000 Einwohner Büsnau). Im von Vaihingen kommenden Zulauf des LFKW werden durchschnittlich 54 g AFS/(EW·d) und 100 g CSB/(EW·d) in die Kläranlage eingeleitet bei einem Zulaufvolumen von 289 l/(EW·d). Die Werte für AFS und CSB liegen leicht unter den Literaturwerten, aber in einem plausiblen Wertebereich.

Abb. 5.15 zeigt den mittleren Tagesgang für Konzentration und Volumen im Zulauf des LFKW-Büsnau. Die täglichen Variationen der Zulaufkonzentrationen von AFS_{eq} und CSB_{eq} können gut durch die Spektrometersonde abgebildet werden (siehe Abb. 5.16). Ein deutlicher Tagesverlauf des Zulaufvolumenstroms ist nicht erkennbar.

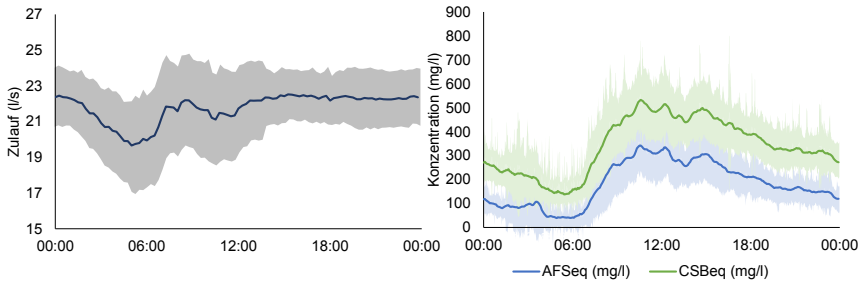


Abb. 5.15: Mittlerer Tagesgang der Äquivalenzkonzentration für Durchfluss (links), AFS ($AFSeq$, nachkalibriert) und CSB ($CSBSeq$) (rechts) im Zulauf des LFKW-Büsnau von Vaihingen kommend

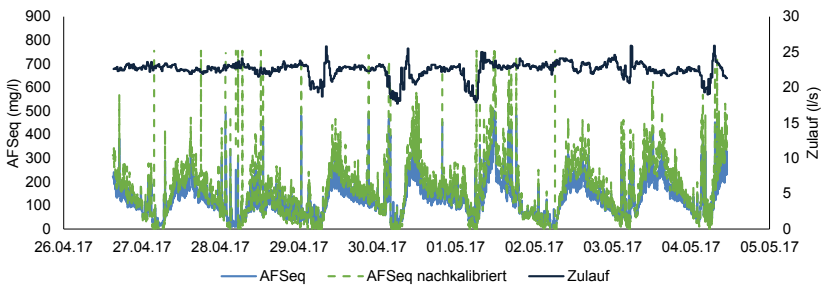


Abb. 5.16: Äquivalenzkonzentration für AFS ($AFSeq$) und Durchfluss im Zulauf des LFKW-Büsnau von Vaihingen kommend vom 26.04.-04.05.2017

Die Mittlere AFS-Konzentration im Zulauf hinter dem Sandfang beträgt laut Bericht des LFKW für 2015 und 2014 234,9 mg/l. Diese Werte decken sich nach Abzug des Wirkungsgrads des Sandfangs für Feststoffe gut mit der mittleren Konzentration für $AFSeq$ von 187 mg/l, die im Untersuchungszeitraum von der Spektrometersonde im Zulauf der Kläranlage nach dem Feinrechen erfasst wurde.

Insgesamt zeigen die Messdaten im Untersuchungsgebiet sowie im Zulauf des LFKW-Büsnau ein stimmiges Bild. Am RÜB 1 und RÜB 2 konnten die in den Beckenplänen vorgegebenen Bauwerksdaten wiedergefunden werden. Die Bestimmung des Fremdwasseranfalls in den Einzugsgebieten der beiden Becken lieferte einen spezifischen Fremdwasseranfall im üblichen Wertebereich für Mischwassersysteme in Deutschland.

Auch die ermittelten Tagesgänge u für Schmutzwasser und Trockenwetterkonzentrationen an den beiden RÜB aber auch im Zulauf des LFKW-Büsnau zeigten ein plausibles Bild und bestätigen somit die Zulässigkeit der Verwendung der gewonnenen Messdaten für weitere Auswertungen.

5.4 Charakterisierung der erfassten Ereignisse

In diesem Abschnitt wird das Niederschlags-Abflussgeschehen sowie der Stofftransport in beiden Untersuchungsgebieten analysiert. Die Auswertungen der erfassten Ereignisse (nach der Definition aus Kapitel 4.4.4) sollen unter anderem Hinweise dazu liefern, ob und inwieweit qualitätsbasierte Optimierungen und Steuerungen einen Vorteil gegenüber rein volumenabhängigen Ansätzen liefern können. Zunächst werden dafür die Ereignisse an den einzelnen RÜB getrennt betrachtet. Verschiedene Auswertungsstrategien werden evaluiert. Im Anschluss wird das Beckenverhalten im Verbund diskutiert. Die Datentabellen mit den Kenngrößen der Einzelereignisse an beiden Becken befinden sich im Anhang D in den Tabellen Tab. D.7 bis Tab. D.10.

5.4.1 Regenüberlaufbecken 1

Von den insgesamt 141 Einstauereignissen im Untersuchungszeitraum waren nach Beurteilung der Datenqualität noch 128 Ereignisse für weitere Spülstoßauswertungen geeignet. Von den 19 Überlaufereignissen waren 10 Ereignisse für Qualitätsauswertungen verwendbar, bei vier der neun nicht auswertbaren Überlaufereignisse war die Ursache für ihre Nichtverwendbarkeit Druckabfluss im Trennbauwerk des RÜB (siehe Ergebnisse der Durchflussüberprüfung im Anhang C). Die restlichen nicht auswertbaren Ereignisse waren auf Messfehler bzw. Ausfälle der Qualitätsmessung zurückzuführen.

Volumetrische Ereignisbetrachtung

Aus den 128 Einstauereignissen wurden Niederschlags-Abflussbilanzen zur genauen Ermittlung der Anfangsverluste sowie der undurchlässigen Fläche A_U bestimmt (siehe Abb. 5.17). Ein konstanter Fremd- und Schmutzwasseranfall von insgesamt 11,5 l/s wurden für die Abflussbilanzierung bei jedem Ereignis abgezogen.

Aus der daraus entstehenden Korrelationsgeraden der Einzelpunkte ergeben sich für das Einzugsgebiet des RÜB 1 0,53 mm Anfangsverluste und eine angeschlossene undurchlässige Fläche von 17,29 ha bei einem Bestimmtheitsmaß R^2 von 0,72. Diese Fläche ist etwa halb so groß wie die gesamte angeschlossene undurchlässige Fläche A_U von 34 ha aus den Planungsunterlagen des EZG. Dies entspricht einem Abflussbeiwert von etwa 0,5 und liegt somit im üblichen Bereich (Bachmann-Machnik et al. 2018). Die typische Verteilung der Niederschlags-Abflusspunkte im niedrigeren Niederschlagsbereich ist in Abb. 5.17 rechts dargestellt. Bis auf einige Ausreißer auf der Y-Achse, die zu keinem Ereignisniederschlag zugeordnet werden konnten, liegen die einzelnen Punkte unterhalb einer virtuellen Geraden, die maximale undurchlässige Fläche vorgibt.

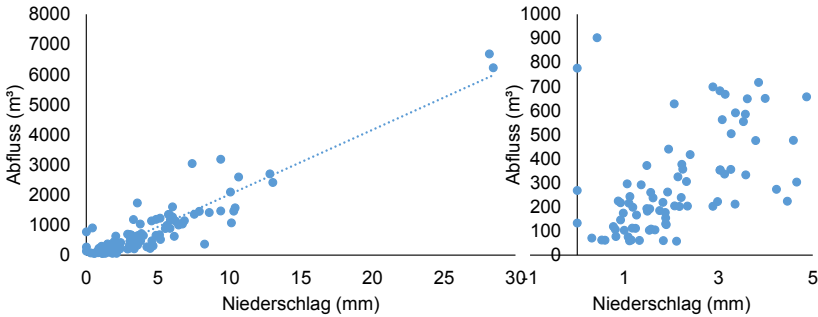


Abb. 5.17: Niederschlags-Abflussbilanzen für 128 Einstauereignisse am RÜB 1 (rechts vergrößerter Ausschnitt)

Werden anstatt alle Ereignisse wie in Abb. 5.17 nur die Ereignisse für die Niederschlags-Abflussbilanzierung betrachtet, die zu keinem Beckenüberlauf führen, so ergäbe sich eine etwas größere undurchlässige Fläche von 21,78 ha. Erwartungsgemäß hätte die sich aus dieser Bilanzierung ergebende Fläche etwas niedriger sein sollen, da bei kleineren Ereignissen die Anfangsverluste einen größeren Anteil am Gesamtvolumen ausmachen. Eine mögliche Erklärung dieses Verhaltens bietet eine generelle Unterschätzung des Überlaufvolumens. In Anbetracht der großen Unsicherheiten, denen die Überlaufberechnung mittels Poleni-Formel unterliegt, ist dies eine plausible Erklärung.

Die Dauern der vorangegangenen Trockenwetterperioden seit dem letzten Niederschlagsereignis der 128 Einzelereignisse lagen zwischen 10 Minuten und 14 Tagen bei einem Mittelwert von etwa einem Tag (siehe Abb. 5.18). Die Niederschlagssummen der Ereignisse lagen zwischen 0 mm, d.h. kein direkter Niederschlag war dem Einzelereignis zuzuordnen und 61 mm Gesamtniederschlag bei maximalen Intensitäten zwischen 0 mm/min und 4,6 mm/min und durchschnittlichen Ereignisintensitäten zwischen 0 mm/min und 0,3 mm/min. Somit wurde ein breiter Spielraum an typischen Ereignissummen und Intensitäten für mitteleuropäische Verhältnisse aufgezeichnet.

Abb. 5.19 zeigt links den Zusammenhang zwischen Überlaufdauer und Überlaufvolumen am RÜB 1 für die 10 auswertbaren Überlaufereignisse. Die These, dass längere Überlaufereignisse höhere Überlaufvolumina aufweisen, bestätigt sich an diesem RÜB nicht. Dies deutet darauf hin, dass bei der Systemoptimierung das Ziel der Minimierung der Überlaufdauer nicht zu einer Minimierung des Überlaufvolumens und -fracht und somit in Hinblick auf den Gewässerschutz nicht unbedingt zu optimalen Betriebsentscheidungen führt. Auch ein Zusammenhang zwischen Gesamt ereignisdauer und Überlaufvolumen sowie Ereignisniederschlag und Überlaufvolumen ist nicht erkennbar (siehe Abb. 5.19 rechts). Somit scheint für das Überlaufvolumen bei Ereignissen nicht die absolute Niederschlagssumme entscheidend. Stattdessen bestimmen weitere Faktoren wie die Dauer, in der der Niederschlag fällt, die Menge des Überlaufes.

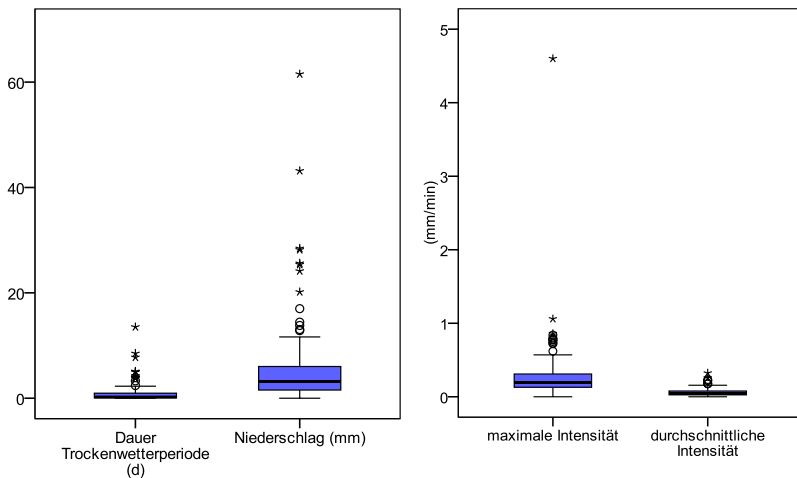


Abb. 5.18: Charakteristiken der zu den 128 ausgewerteten Einzelereignissen gehörenden Niederschläge und Trockenwetterphasen am RÜB 1

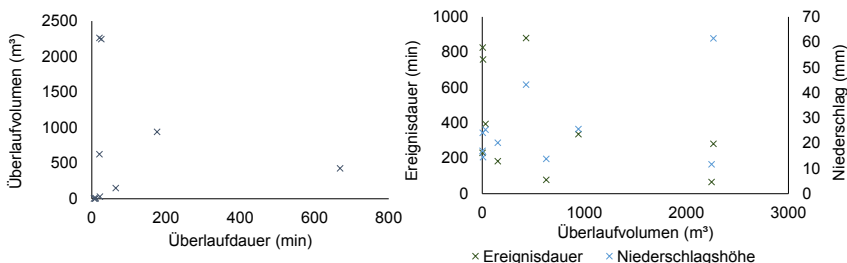


Abb. 5.19: Überlaufvolumen gegen Überlaufdauer (links) und Überlaufvolumen gegen Ereignisdauer und Niederschlag (rechts) am RÜB 1

Abb. 5.20 zeigt die Unterschreitungswahrscheinlichkeiten von Tagesniederschlägen (Bilanzierungszeitraum 00:00 Uhr bis 24:00 Uhr) zusammen mit dem Anteil der Überlaufhäufigkeit und Tagesniederschlagssummen, die zu keinem Überlauf geführt haben.

Die kalendertageweise Auswertung der Niederschlagssummen bringt den Nachteil mit sich, dass an manchen Tagen Niederschläge am Vortag, die zwar zu einem Überlaufereignis führten, dennoch nicht zu der aktuellen Tagesniederschlagssumme zählen. Diese Bilanzierungsungenauigkeit wird allerdings weitestgehend durch den großen Datenpool ausgeglichen. Der Anteil der Überlaufhäufigkeit wurde berechnet, indem die nach Tagesniederschlagssumme kumulierten Überlaufftage durch die Gesamtanzahl der bis zu der entsprechenden Tagesniederschlagssumme aufgetretenen Überlaufftage geteilt wurde.

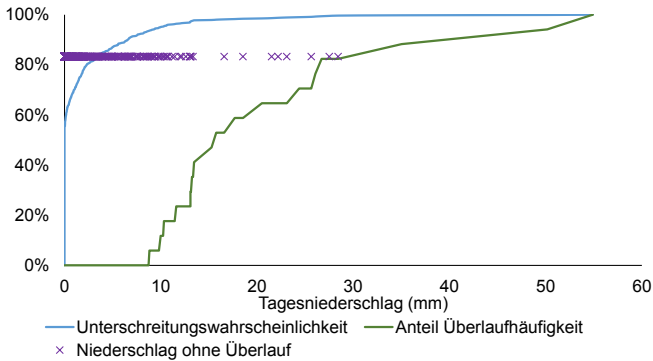


Abb. 5.20: Tagesniederschläge und Überlaufwahrscheinlichkeiten am RÜB 1

Ein eindeutiger Grenzniederschlag, ab dem mit einem Überlauf zu rechnen ist, ist nicht bestimmbar. Unter 8,7 mm Tagesniederschlagssumme fand kein Überlauf am RÜB 1 statt. Der höchste Tagesniederschlag, der zu keinem Beckenüberlauf führte, ist mit 28 mm sehr hoch. An diesem Tag (01.05.2015) füllte sich das Becken und blieb daraufhin sehr lange gefüllt, lief aber gerade nicht über. Bei einem Zulaufvolumen von 2099 m³ lief das RÜB 1 erstmals über, wie an der kumulierten Unterschreitungswahrscheinlichkeit in Abb. 5.21 zu erkennen ist. Dieses Zulaufvolumen wurde in 88 % der erfassten Ereignisse unterschritten. Ab einem Zulaufvolumen von 7500 m³ läuft das RÜB 1 immer über. Überlaufereignisse sind in den dargestellten kumulierten Ereignisvolumina in grün markiert, die zu diesen Ereignissen zugehörigen Ereignisniederschlagssummen sind in dunkelblau markiert. Wird ein Ereignisniederschlag von 10 mm unterschritten, tritt kein Beckenüberlauf auf.

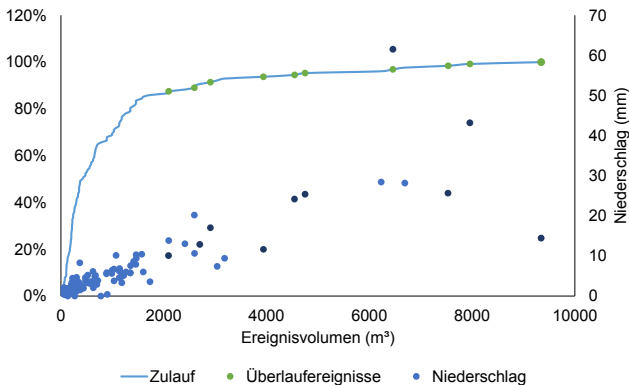


Abb. 5.21: Kumulierte Unterschreitungswahrscheinlichkeit der Zulaufvolumina am RÜB 1

Die hydrometrischen Ereignisauswertungen am RÜB 1 zeigen, dass kein eindeutiger Grenzniederschlag definiert werden kann, ab dem das RÜB zwingend überläuft. Die

Speicherkapazität des Beckens liegt bei etwa 10 l/m^2 . Das ist verhältnismäßig hoch und deutet auf ein relativ großes Optimierungspotenzial hin.

Betrachtung der Abflussqualität

Im Folgenden wird vereinfachend anstatt von Äquivalenzkonzentrationen der Online-Qualitätsdaten nur noch die Parameterbezeichnung selbst verwendet. Der Fokus der Auswertungen liegt aufgrund der Relevanz in Hinblick auf die Gewässergüte der Gewässer, in die eingeleitet wird, und der Verlässlichkeit der Online-Daten auf den Parametern AFS und CSB. Nitrat- und CSBf-Konzentrationen werden überwiegend zur Unterstützung und Plausibilisierung der gewonnenen Daten verwendet.

Abb. 5.22 zeigt die Korrelationen der Ereignisfrachten mit den Dauern der Einstauerereignisse (links) und die Korrelationen der Gesamtereignisfrachten mit den Dauern der vorangegangenen Trockenwetterphasen (rechts) für alle 128 untersuchten Einstauerereignisse. Je länger das Überlaufereignis andauert, desto größer wird auch die Ereignisfracht. Der Zusammenhang ist mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,48 für CSB und 0,43 für AFS aber nicht besonders stark ausgeprägt. Auch bei einer Betrachtung bestimmter Ereignisklassen (ohne Beckenzulauf, nur Überlaufereignisse, siehe Abb. E.10) sind keine deutlicheren Zusammenhänge erkennbar. Zwischen der Dauer seit dem letzten Niederschlagsereignis und der Ereignisfracht ist keinerlei Zusammenhang erkennbar.

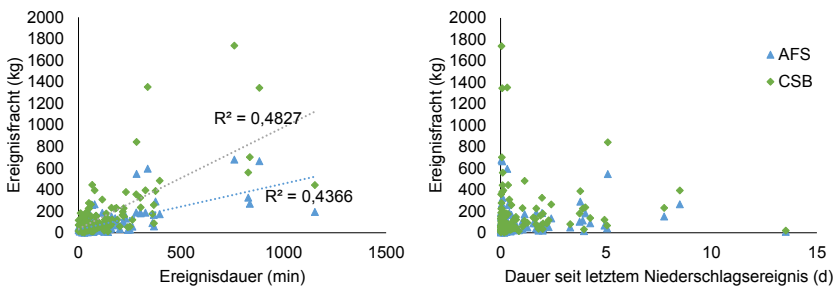


Abb. 5.22: Korrelation Ereignisfrachten mit Ereignisdauern (links) und Ereignisfrachten mit Dauern seit letztem Niederschlagsereignis (rechts) am RÜB 1

Zu erwarten gewesen wäre ein Zusammenhang zwischen Ereignisfracht und Dauer der Trockenwetterphase über eine Akkumulations-Abtragsbeziehung. So hätte bei hinreichend großem Ereignisvolumen die Ereignisfracht erreicht werden müssen, die sich nach der gegebenen Trockenwetterphase akkumuliert (siehe Kapitel 2.3.2.) In der Software EPA SWMM 5.1 (EPA 2014) sind drei Ansätze für die Akkumulation auf der Oberfläche vorgegeben, eine Exponentialfunktion, eine Sättigungskurve und eine Potenzfunktion. In allen Funktionen bestimmt die vorangegangene Trockenwetterphase maßgeblich die Akkumulation auf der Gebietsoberfläche. Keiner dieser Zusammenhänge war aber in den Messdaten nachweisbar. Auch nach vorherigem Abzug der aus dem Trockenwetterabfluss stammenden Fracht (siehe Abb. E.9 im Anhang E) oder bei ausschließlicher Berücksichtigung größerer Ereignisse (untersucht wurden Ereignisse > 1 ,

2, 3, 4, 5 und 6 mm Zulaufhöhe) konnte kein Zusammenhang zwischen Ereignisfracht und der Dauer Trockenwetterphase nachgewiesen werden.

Dies deutet darauf hin, dass die herkömmlichen Modellvorstellungen in Hinblick auf die Abwasserqualität nicht in der Lage sind, die relevanten Prozesse hinreichend genau zu beschreiben, um die Abflussqualität sicher vorherzusagen zu können. Möglicherweise werden wichtige Prozesse nicht berücksichtigt oder die Prozesse selbst sind zu sehr geprägt durch eine gewisse Stochastizität. Qualitätsabhängige Abflusssteuerungen, denen Ergebnisse von Qualitätsmodellen zugrunde liegen, können am RÜB 1 jedenfalls keine gerechtfertigten Steuerungsentscheidungen treffen.

Abb. 5.23 zeigt die M(V)-Diagramme nach Bertrand-Krajewski et al. (1998) für AFS und CSB. Sowohl für AFS als auch für CSB liegen die Kurven der Einzelereignisse tendenziell eher über der Winkelhalbierenden. Diese Ereignisse weisen einen First Flush auf, das heißt, der Hauptanteil der Fracht kommt vor dem Volumen an der Messstelle an. Wenige Ereignisse liegen unterhalb der Winkelhalbierenden. Hier ist eher von einer Last Flush auszugehen. Im Gebiet oberhalb der Messstelle liegen keine weiteren Speicherbauwerke, so dass auch nicht mit einem ausgeprägten Last Flush, der häufig durch die Entleerung der Speicherbauwerke oberstrom verursacht wird, zu rechnen war.

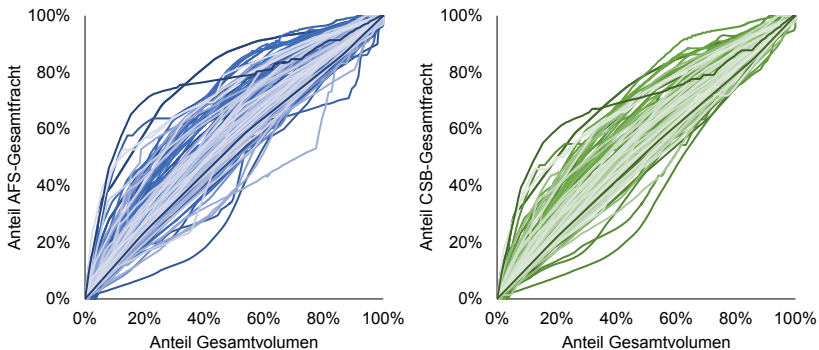


Abb. 5.23: M(V)-Diagramme für AFS (links) und CSB (rechts) am RÜB 1

Die M(V)-Diagramme geben einen guten ersten optischen Eindruck über die Qualitätscharakteristik im Einzugsgebiet. Die Ableitung quantitativer Zusammenhänge, die zum Beispiel zur Vorhersage der Spülstoßintensität, die für die Speicherraumbewirtschaftung genutzt werden kann, dienen können ist aufgrund dieser Grafiken jedoch nicht möglich. Aus diesem Grund wurden Spülstoßindizes bei 30 % Volumendurchgang zur weiteren Quantifizierung für jedes Einstauereignis berechnet.

Der Mittelwert des Spülstoßindex liegt für Nitrat am niedrigsten bei 1,01. Dies zeugt von einer sehr ausgeglichenen Volumen-Frachtcharakteristik im Ereignisverlauf und ist plausibel, da für den gelösten Stoff Nitrat kein Spülstoß zu erwarten ist. Für den ebenfalls gelösten Parameter CSBf liegt der Mittelwert des SI bei 1,21 und somit unter dem mittleren SI für CSB (1,31) und AFS (1,4) (siehe Tab. 5.2).

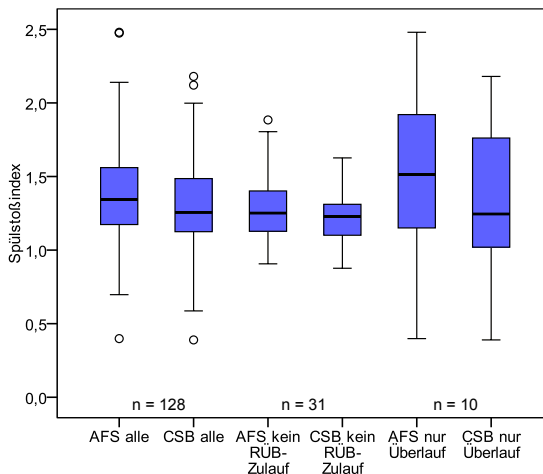


Abb. 5.24: Spülstoßindizes bei 30 % Volumendurchgang für AFS und CSB für alle Einstauereignisse, Ereignisse ohne RÜB-Zulauf und Überlaufereignisse am RÜB 1

Tab. 5.2: Statistische Kenngrößen der Spülstoßindizes für AFS, CSB, CSBf und Nitrat am RÜB 1

Parameter	Spülstoßindex		Mittelwert
	Minimum	Maximum	
AFS	0,40	2,48	1,40
CSB	0,39	2,18	1,31
CSBf	0,39	1,83	1,21
Nitrat	0,35	1,48	1,01

Abb. 5.24 zeigt die Spülstoßindizes für AFS und CSB aufgeschlüsselt nach allen Ereignissen, Ereignissen, die keinen Zulauf zum RÜB 1 (31 Ereignisse) generiert haben und den 10 Überlaufereignissen. Die Spanne an Spülstoßindizes für alle Ereignisse liegt für AFS zwischen 0,4 und 2,48. Insgesamt treten 8 Ereignisse mit einem ausgeprägten Spülstoß ($SI > 2$) auf. Zwei dieser 8 Ereignisse führten zu einem Beckenüberlauf. Da das RÜB als Fangbecken als erstes Speicherbauwerk im Einzugsgebiet konzipiert ist, ist ein ausgeprägtes Spülstoßverhalten zu erwarten gewesen.

Unter alleiniger Betrachtung der Ereignisse, die zu keinem Beckenzulauf geführt haben, also bei Betrachtung der kleinen Ereignisse, liegt die Spanne der Spülstoßindizes zwischen 0,91 und 1,88 bei einem mittleren SI von 1,29. Die Überlaufereignisse weisen die gleiche Wertespanne der SI für AFS aus wie die Gesamtheit aller Ereignisse. Der Mittelwert liegt erwartungsgemäß mit 1,48 etwas höher. Beide Ausreißer der SI-Gesamtheit aller Ereignisse für AFS stammen aus den Überlaufereignissen. Dies zeigt, dass gerade die größeren Ereignisse eher AFS-Spülstöße aufweisen als die kleineren und somit für eine sinnvolle Speicherbewirtschaftungsstrategie bei diesen Ereignissen der erste Volumenanteil aufgefangen werden sollte.

Für den chemischen Sauerstoffbedarf bietet sich ein ähnliches Bild wie für die abfiltrierbaren Stoffe. Im Vergleich zu den AFS liegen die mittleren und maximalen SI etwas niedriger. Da der chemische Sauerstoffbedarf sich aus dem partikulären und dem gelösten CSB zusammensetzt ist es plausibel, dass die SI etwas niedriger sind als bei den AFS, da der gelöste Anteil des CSB, der im Ereignisverlauf tendenziell eher konstant ist den Wert für den Gesamtspülstoßindex herabsetzt. Ein SI von 2 wird nur bei 2 Ereignissen überschritten (eines davon mit Überlauf).

Eine weitere Darstellungsmöglichkeit der M(V)-Kurven aus Abb. 5.23 zeigt Abb. 5.25. Hier ist in Anlehnung an die Methodik von Leutnant et al. (2016) für einen bestimmten Anteil des Volumendurchgangs aller Ereignisse die jeweilige Verteilung der Frachtdurchgänge dargestellt. Die Tendenz zum Spülstoß ist auch in dieser Darstellungsweise erkennbar. Eine Möglichkeit der Quantifizierung zur weiteren Korrelationsanalyse bietet sich hier jedoch ebenfalls nicht.

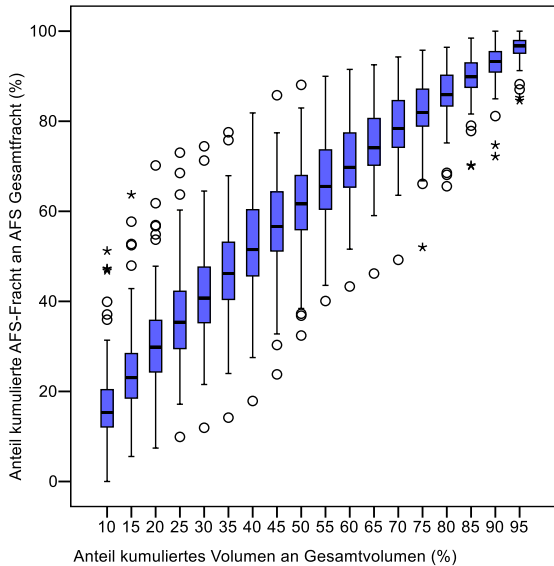


Abb. 5.25: Boxplots der ereignisweisen M(V)-Verteilungen für unterschiedliche Anteile am Volumendurchgang am RÜB 1

In Abb. 5.27 sind die Häufigkeitsverteilungen der AFS-Spülstoßindizes für unterschiedliche Ereignisvolumenabschnitte dargestellt.

Hier wurde im Gegensatz zum bisher diskutierten Spülstoßindex nicht der Frachtdurchgang bei 30 % Volumendurchgang durch 30 % Volumendurchgang geteilt (siehe Gleichung (4.4)), sondern der Anteil des Frachtdurchgangs durch den Anteil des Volumendurchgangs beim jeweiligen Ereignisvolumenabschnitt:

$$SI_{Vol,x} = \frac{\sum \frac{F, Vx}{F, ges}}{\sum \frac{Vx}{Vges}} \quad (5.1)$$

Mit

$SI_{Vol,x}$ = Spülstoßindex bei Volumenabschnitt x

F, Vx = Frachtdurchgang bei Volumendurchgang x (kg)

5. Ergebnisse und Diskussion

F_{ges} = Gesamtfracht bei Ereignis (kg)

V_x = Volumendurchgang x (m^3)

V_{ges} = Gesamtvolumen bei Ereignis (m^3)

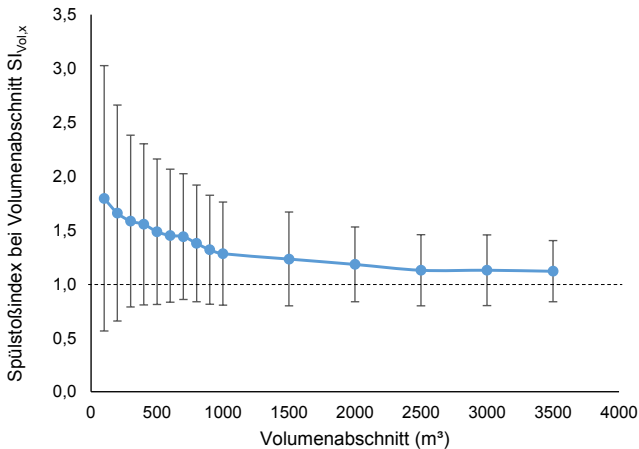


Abb. 5.26: Mittelwerte und Standardabweichungen der volumenabschnittsweise AFS-Spülstoßindizes $SIVol,x$ für 128 ausgewertete Einstauereignisse am RÜB 1

Die Anzahl der Einzelpunkte als Grundlage für die Histogramme nimmt mit zunehmendem Ereignisvolumen ab, da nur die kleinen Ereignisvolumenabschnitte bei allen Ereignissen erreicht werden, die größeren hingegen nur bei wenigen Ereignissen (z. B. nur noch 11 Ereignisse $> 3500 m^3$, 48 Ereignisse $> 700 m^3$). Insgesamt liegt die Spanne aller Ereigniszulaufvolumina am RÜB 1 zwischen $60 m^3$ und $9347 m^3$ bei einem Mittelwert von $1080 m^3$ und einer Standardabweichung von $118 m^3$.

In den ersten hundert Kubikmetern eines Einstauereignisses ist die Streuung in den $SIVol,x$ größer als in den höheren Volumenabschnitten. Eine Ursache hierfür können Unsicherheiten in der Berechnung sein, die insbesondere bei kleinen Ereignissen eine größere Auswirkung auf den $SIVol,x$ haben. Bei besonders kurzen Ereignissen kann auch die fünfminütige Auflösung der Messdaten zu Ungenauigkeiten in der Bilanzierung führen. Gleichzeitig ist auch die Anzahl der einzelnen Datenpunkte höher, was ebenso zu einer größeren Bandbreite der Datenpunkte führt. Die Abnahme der $SIVol,x$ mit zunehmendem Ereignisvolumen ist deutlich an der alternativen Darstellung der volumenabschnittsweise Spülstoßindizes (siehe Abb. 5.26) erkennbar.

Diese Annäherung der $SIVol,x$ ist einerseits auf die tatsächliche Abnahme der Spülstoßintensitäten in höheren Ereignisvolumenabschnitten zurückzuführen, andererseits nähert sich der Wert auch rein mathematisch betrachtet bei höheren Volumenabschnitten automatisch an das Gesamtereignisvolumen und die Gesamtereignisfracht an.

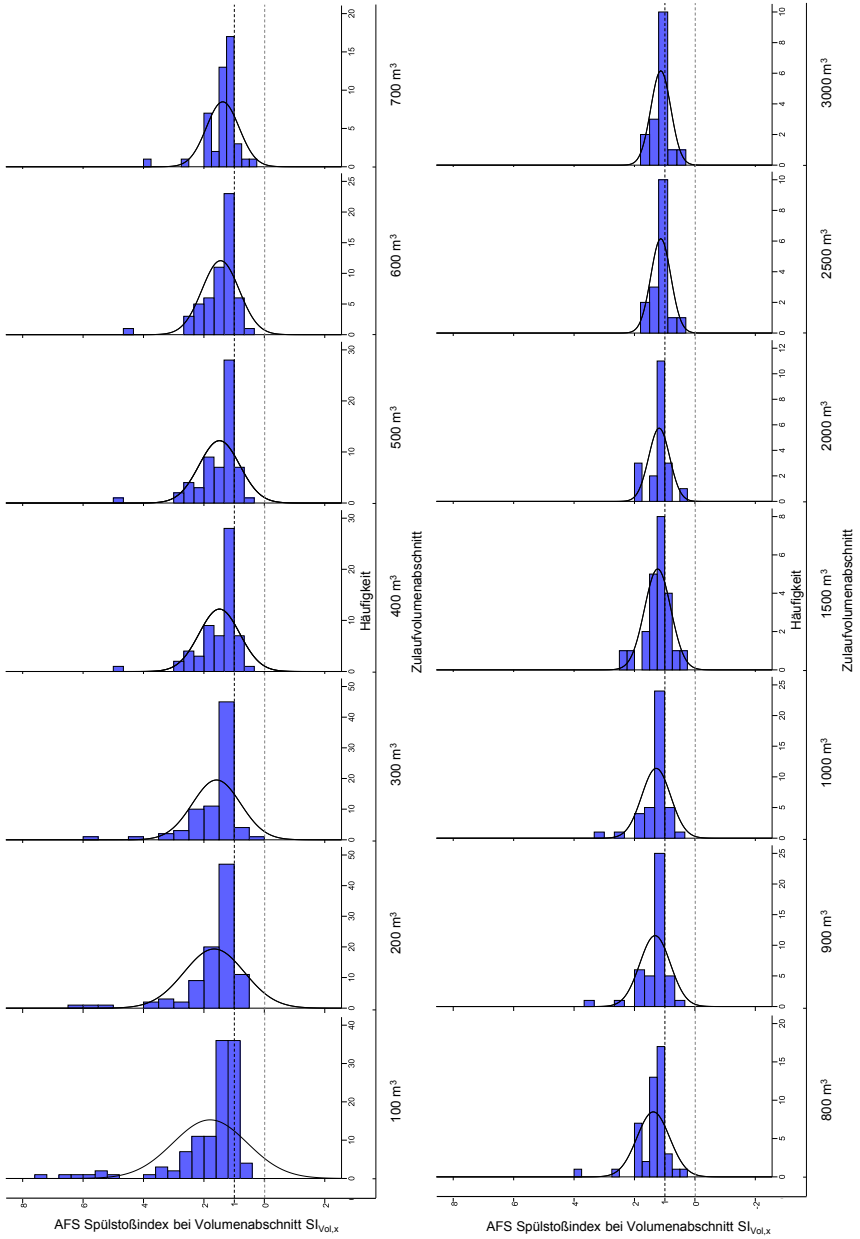


Abb. 5.27: Häufigkeitsverteilungen der AFS-Spülstoßindizes $SI_{Vol,x}$ nach Zulaufvolumenabschnitten am RÜB 1

Alle bisherigen Auswertungsansätze beschreiben die Spülstoßausprägung in Relation zum Gesamtereignisvolumen. Der Volumendurchgang von 30 % als Grundlage ist in internationaler Literatur häufig zu finden (siehe Bach et al. (2010)), entspricht jedoch einer willkürlichen Definition. Die Auswertung der volumenabschnittsweisen $Sl_{Vol,x}$ liefert mehr Hinweise über den die Frachtcharakteristik im gesamten Ereignisverlauf, aber es werden weiterhin relative Größen bezogen auf das Gesamtereignisvolumen und die Gesamtereignisfracht verwendet. Dabei wird der Spülstoß, der normalerweise direkt zu Beginn des Ereignisses zu erwarten ist, bei besonders lang andauernden Ereignissen unter Umständen rausgemittelt. Das Ereignisvolumen wird demnach nicht angemessen berücksichtigt. Dies Problem wurde bereits von Bach et al. (2010) erkannt.

Die Modellvorstellung, dass der Spülstoß nicht bei einem prozentualen Anteil an Gesamtvolumen auftritt, sondern eher an eine feste Abflusshöhe gekoppelt ist, ist somit naheliegend. Bach et al. (2010) stellten einen Ansatz vor, bei dem für einzelne gleichgroße Inkremente der Abflusshöhe mittlere Konzentrationen berechnet und deren Verteilung über die einzelnen Ereignisse ausgewertet werden. Diese Auswertungsmethode wurde hier leicht verändert. Anstatt der mittleren AFS-Konzentrationen für jeden Abflussabschnitt wurden die absoluten Frachten betrachtet (siehe Abb. 5.28). Diese Auswertung unterscheidet sich von der von Bach et al. (2010) vorgestellten Methodik darin, dass die einzelnen Frachten für die Volumenabschnitte nicht durch das Abflussvolumen der Abschnitte geteilt werden, um mittlere Konzentrationen zu berechnen. Da diese Volumina für jedes Inkrement des Abflusses gleich sind, unterscheiden sich die Konzentrationen von den Frachten somit nur um einen konstanten Faktor. Auf die statistische Gruppierung der Einzelwerte nach Bach et al. (2010) für die Abflussabschnittsfrachten der zur Klassifizierung, ob tatsächlich ein Spülstoß vorhanden ist, wurde ebenfalls verzichtet.

Die Anzahl der zugrunde liegenden Fälle für die Boxplots in nimmt mit zunehmender Abflusshöhe hin wie in Abb. 5.26 ab. Als Schritte für die Volumenabschnitte wurde eine Abflusshöhe von 1 mm verwendet. Der erste Boxplot zeigt somit die Frachten der einzelnen Ereignisse bei einer Abflusshöhe von 1 mm, die einem Zulaufvolumen von 173 m^3 entspricht. Der Boxplot des zweiten Abflussvolumenabschnittes zeigt die Verteilung der Frachten, die bei einem Zulaufvolumen des zweiten Millimeters an Abflusshöhe, also einem Zulaufvolumen zwischen 173 m^3 und 346 m^3 bei den Ereignissen abgeflossen sind.

Zu beachten ist bei dieser Darstellung, dass die absoluten Frachten in kg für die Abflussabschnitte aufgrund der Verwendung unkalibrierter Spektrometersonden höchst ungenau sind. In dieser Auswertung geht es nicht um die absoluten Werte der Fracht, sondern nur um den Verlauf der Frachten über die Volumenabschnitte. Die Fracht selbst stellt somit eher eine theoretische Hilfsgröße Größe dar.

Die größte Menge an Feststoffen wird mit im Mittel 26 kg AFS im ersten Millimeter der Abflusshöhe verzeichnet. Die maximale Fracht für den ersten Abflussmillimeter, die der höchsten Fracht in allen Abflussvolumenabschnitten entspricht, liegt bei 95 kg. Im zweiten Abflussmillimeter ist die mittlere Fracht mit 63 % der Fracht des ersten Ab-

schnittes schon deutlich geringer. Danach fällt die Fracht für die einzelnen Abflussabschnitte nicht weiter ab. Es ist klar erkennbar, dass in den ersten Volumenabschnitten des Ereignisses der Großteil der Ereignisfracht anfällt. Somit bestätigt auch diese Auswertung das Auftreten eines Spülstoßes. Für eine optimale Bewirtschaftungsstrategie am RÜB 1 ist es nach empfehlenswert, den ersten Abflussmillimeter zwischenzuspeichern und zur Behandlung in die Kläranlage weiterzuleiten, da hier im Ereignisverlauf die größten Frachten auftreten.

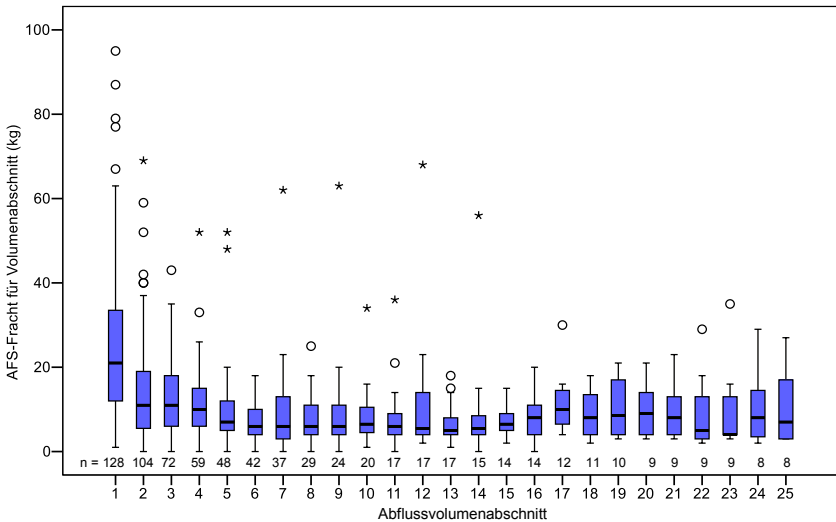


Abb. 5.28: AFS-Frachten für Abflussvolumenabschnitte (je 1 mm Abflusshöhe) während des Ereignisverlaufs am RÜB 1

Zur Quantifizierung des Spülstoßes bei dieser Auswertungsmethode für die nachfolgende Untersuchung von Modellansätzen zur Vorhersage der SI-Ausprägung wurde das Frachtverhältnis vom ersten zum zweiten Abflussmillimeter als Maß für die Spülstoßausprägung berechnet. Die Frachtverhältnisse liegen zwischen 0,7 und 18 bei einem Mittelwert von 3.

Der AFS-Spülstoßindex bei 30 % Volumendurchgang zeigt keinen eindeutigen Zusammenhang zu dem AFS-Frachtverhältnis vom ersten zum zweiten Abflussmillimeter (siehe Abb. 5.29). Dies verdeutlicht, wie schwierig der Spülstoß tatsächlich zu quantifizieren ist und dass vermutlich weder der SI noch das Frachtverhältnis eine ideale Größe dazu darstellen.

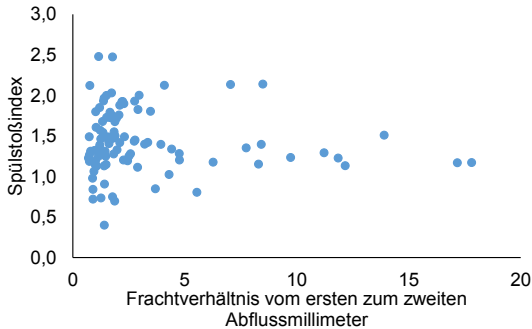


Abb. 5.29: Korrelation des AFS-Spülstoßindex mit dem Frachtverhältnis der AFS-Fracht vom ersten zum zweiten Abflussmillimeter am RÜB 1

5.4.2 Regenüberlaufbecken 2

Die Ereignisauswertung von RÜB 2 unterscheidet sich aufgrund der baulichen Gegebenheiten von der von RÜB 1 (siehe Kapitel 4.4.4). Ein Ereignis am RÜB 2 ist definiert vom Beginn des Niederschlags bis zum Beginn der Beckenentleerung. Somit sind die Ereignisse insgesamt kürzer als am RÜB 1, bei der der Zulauf bis zur vollständigen Beckenentleerung mitbilanziert wird. Außerdem werden nur Ereignisse für die Auswertungen berücksichtigt, die zu einer Beckenfüllung führen. Insgesamt fanden im Auswertungszeitraum 147 Einstauereignisse am RÜB 2 statt. 77 Ereignisse davon wiesen eine hinreichend gute Datenqualität zur weiteren Auswertung auf. 71 Ereignisse waren Überlaufereignisse, von denen insgesamt 25 auswertbar waren.

Volumetrische Ereignisbetrachtung

Wie auch am RÜB 1 wurden auch am RÜB 2 unter Abzug eines konstanten Trockenwetteranfalls von 36,5 l/s Niederschlags-Abflussbilanzen zur Bestimmung der Einzugsgebietsfläche gebildet. Die undurchlässige Fläche am RÜB 2 ergibt sich bei 1,28 mm Anfangsverlusten zu insgesamt 54,36 ha.

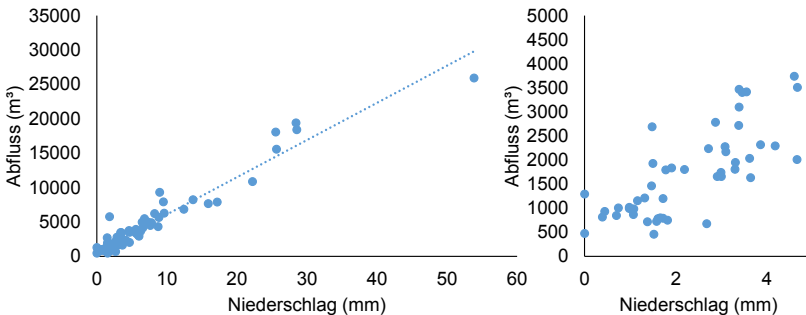


Abb. 5.30: Niederschlags-Abflussbilanzen für 77 Einstauereignisse am RÜB 2 (rechts vergrößerter Ausschnitt)

Die Korrelation ist mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,93 gut. Damit liegt die undurchlässige Fläche deutlich unterhalb der angeschlossenen undurchlässigen Fläche aus den Planungsunterlagen. Der Abflussbeiwert ergibt sich unter Verwendung dieser Daten zu 0,72 und entspricht einem relativ hohen, aber dennoch üblichen Wert (Bachmann-Machnik et al. 2018).

Ohne Berücksichtigung der etwas unsicheren Überlaufereignisse ergäbe sich wie am RÜB 1 eine etwas größere undurchlässige Fläche von 58,38 ha mit geringeren Anfangsverlusten von 0,76 ha. Auch hier wäre eine etwas niedrigere undurchlässige Fläche zu erwarten gewesen. Eine Erklärung für dieses Verhalten konnte nicht gefunden werden.

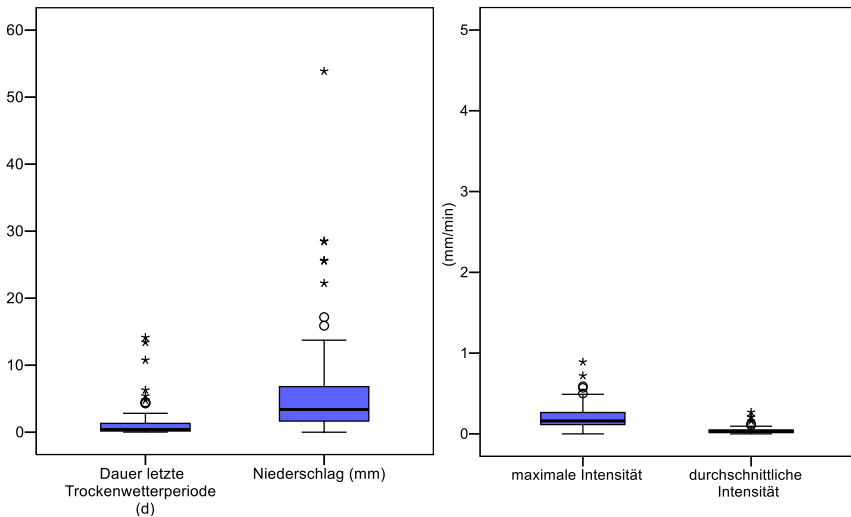


Abb. 5.31: Charakteristiken der zu den 77 ausgewerteten Einzelereignissen gehörenden Niederschläge und Trockenwetterphasen am RÜB 2

Die Dauern der Trockenperioden zwischen den erfassten Einzelereignissen sowie die Niederschlagshöhen der Ereignisse liegen in einem sehr ähnlichen Bereich wie am RÜB 1 und decken damit ebenfalls eine große Skala häufiger Niederschlagscharakteristika im Süden Deutschlands ab. Die Dauern der Trockenwetterphasen bewegten sich zwischen 30 Minuten und 14 Tagen bei einem Mittelwert von etwa 1,5 Tagen (siehe Abb. 5.31). Es wurden Niederschlagssummen von bis zu 54 mm gemessen bei durchschnittlichen Intensitäten von bis zu 0,3 mm/min. Die maximalen Niederschlagsintensitäten reichten bis zu 0,9 mm/min.

Der Zusammenhang zwischen Überlaufdauer und Überlaufvolumen am RÜB 2 (siehe Abb. 5.32) für die auswertbaren Überlaufereignisse entspricht etwas mehr dem erwarteten Systemverhalten als am RÜB 1. Ein eindeutiger Zusammenhang zwischen Ereignisdauer und Überlaufvolumen ist zwar nicht erkennbar, aber das Bestimmtheitsmaß der linearen Korrelation von Überlaufvolumen und Niederschlagssumme ist mit 0,85

deutlich höher als am RÜB 1. Auch am RÜB 2 ist die Ereignisdauer kein guter Ersatzparameter zur Abschätzung des Überlaufvolumens. Auch am RÜB 2 ist in der tageweisen Auswertung der Niederschlagssummen kein eindeutiger Grenzniederschlag erkennbar, ab dem mit einem Beckenüberlauf zu rechnen ist (siehe Abb. 5.33). Bei einer Tagesniederschlagssumme von 0,95 mm lief RÜB 2 erstmals über, ab 11,2 mm Tagesniederschlag lief das Becken immer über. Das niedrigste Zulaufvolumen, das zu einem Beckenüberlauf führte, sind 1438 m³. Dieses Zulaufvolumen wurde in 88 % der erfassten Ereignisse unterschritten (siehe Abb. 5.34). Ab einem Zulaufvolumen von 6250 m³ lief RÜB 2 immer über. Der niedrigste Ereignisniederschlag, der zu einem Überlauf geführt hat, lag bei niedrigen 1,5 mm. Dies ist insbesondere im Vergleich zu RÜB 1, an dem kein Überlauf unterhalb eines Ereignisniederschlags von 10 mm auftrat, sehr niedrig.

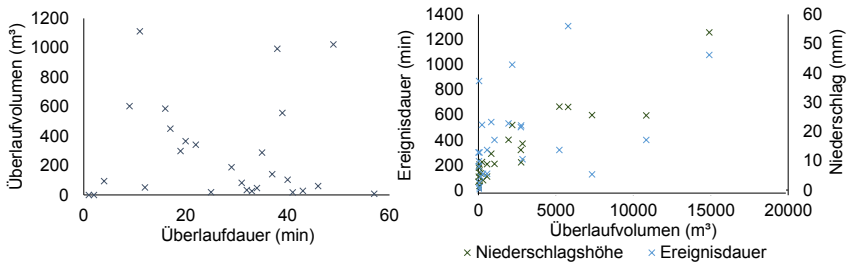


Abb. 5.32: Überlaufvolumen gegen Überlaufdauer (links) und Überlaufvolumen gegen Ereignisdauer und Niederschlag (rechts) am RÜB 2

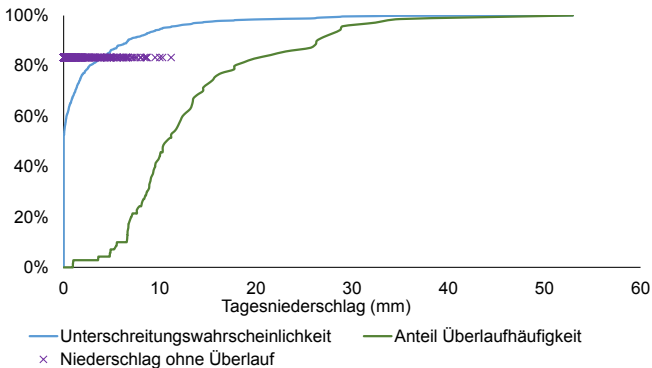


Abb. 5.33: Tagesniederschläge und Überlaufwahrscheinlichkeiten am RÜB 2

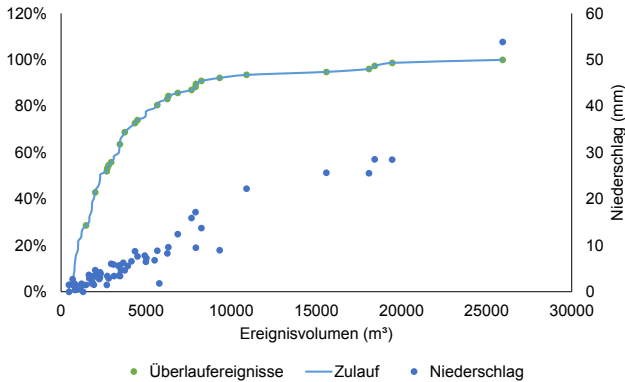


Abb. 5.34: Kumulierte Unterschreitungswahrscheinlichkeit der Zulaufvolumina am RÜB 2

Betrachtung der Abflussqualität

Der Zusammenhang zwischen Ereignisdauer und Ereignisfracht ist nicht besonders stark ausgeprägt, so dass mit der Dauer des Ereignisses nicht direkt auf den Frachtdurchsatz geschlossen werden kann (siehe Abb. 5.35 links und Abb. E.11 links für Überlaufereignisse). Die lineare Korrelation ist etwas stärker als am RÜB 1.

Eine Akkumulations-Abtragsbeziehung konnte anhand der Ereignisfrachten im Vergleich zu den Dauern der Trockenwetterphasen am RÜB 2 ebenso wenig nachgewiesen werden wie am RÜB 1 (siehe Abb. 5.35 links und Abb. E.11 links im Anhang E ausschließlich für Überlaufereignisse). Auch am RÜB 2 haben sich die herkömmlichen Modellvorstellungen für Akkumulation und Abtrag an der Oberfläche und im Kanalnetz nicht bestätigt.

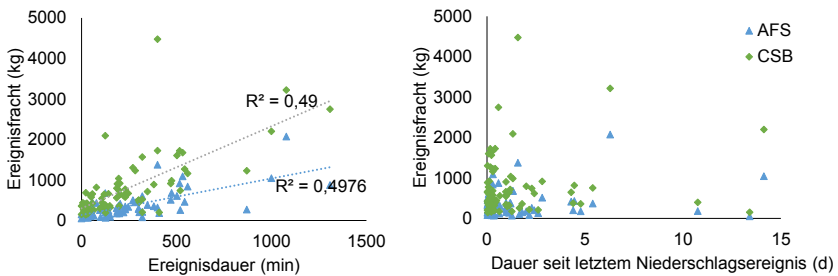


Abb. 5.35: Korrelation Ereignisfrachten mit Ereignisdauern (links) und Ereignisfrachten mit Dauern seit letztem Niederschlagsereignis (rechts) am RÜB 2

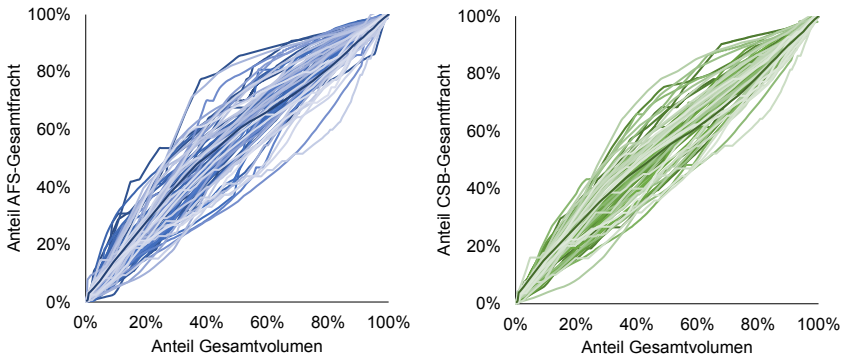


Abb. 5.36: M(V)-Diagramme für AFS (links) und CSB (rechts) am RÜB 2

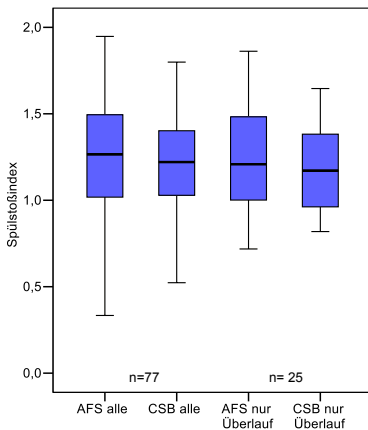


Abb. 5.37: Spülstoßindizes bei 30 % Volumendurchgang für AFS und CSB für alle Einstauereignisse und Überlaufereignisse am RÜB 2

Die M(V)-Diagramme zeigen am RÜB 2 eine Tendenz zum Spülstoß (siehe Abb. 5.36). Insgesamt ist die Variabilität der Spülstoßausprägung größer für die abfiltrierbaren Stoffe als beim CSB. Im Vergleich zu Abb. 5.23 sind die Spülstöße anhand der M(V)-Kurven am RÜB 2 etwas weniger stark ausgeprägt. Da das kleinere Einzugsgebiet von RÜB 1 typischer für eine intensive Spülstoßausprägung ist, entspricht dieses Verhalten den Erwartungen.

Die insgesamt etwas geringere Spülstoßausprägung am RÜB 2 zeigen auch die Spülstoßindizes (siehe Abb. 5.37 und Tab. 5.3). Der maximale Spülstoßindex für AFS liegt bei 1,95, für CSB bei 1,8. Im Mittel liegt der SI für AFS bei 1,26 und 1,2. Der mittlere SI für Nitrat liegt bei 1,08 und der für CSBf bei 1,16. Damit liegen auch hier die SI für die gelösten Parameter nahe 1.

Ausgeprägt Spülstöße mit einem SI > 2 treten am RÜB 2 weder für AFS noch für CSB auf. Die Spanne der SI für die 25 Überlaufereignisse ist etwas niedriger als die bei Betrachtung aller Ereignisse.

Die Darstellung der Verteilung der einzelnen Frachtdurchgänge bei einem festen Anteil des Volumendurchgangs nach Leutnant et al. (2016) liefert im Vergleich zu den bisherigen Auswertungen am RÜB 2 keine zusätzlichen Erkenntnisse (siehe Abb. E.12 im Anhang E).

Tab. 5.3: Statistische Kenngrößen der Spülstoßindizes für AFS, CSB, CSBf und Nitrat am RÜB 2

Parameter	Spülstoßindex		
	Minimum	Maximum	Mittelwert
AFS	0,33	1,95	1,26
CSB	0,52	1,8	1,2
CSBf	0,62	1,92	1,16
Nitrat	0,14	1,66	1,08

Die volumenabschnittsweise Auswertung der Spülstoßindizes $SI_{Vol,x}$ für AFS zeigt eine etwas andere Charakteristik am RÜB 2 als am RÜB 1 (siehe Abb. 5.38). Am RÜB 2 nimmt der $SI_{Vol,x}$ nicht mit zunehmenden Ereignisvolumen kontinuierlich ab, sondern steigt zunächst bis zu einem Volumenabschnitt von 400 m³ Ereignisvolumen an, um dann abzusinken und sich mit zunehmendem Ereignisvolumen an 1 anzunähern. Dies zeigt, dass der Anteil am Abfluss mit der größten Feststoffverschmutzung nicht direkt zu Beginn des Ereignisses abgespült wird, sondern, dass der größte Spülstoß bei etwa 400 m³ Abflussvolumen zu erwarten ist.

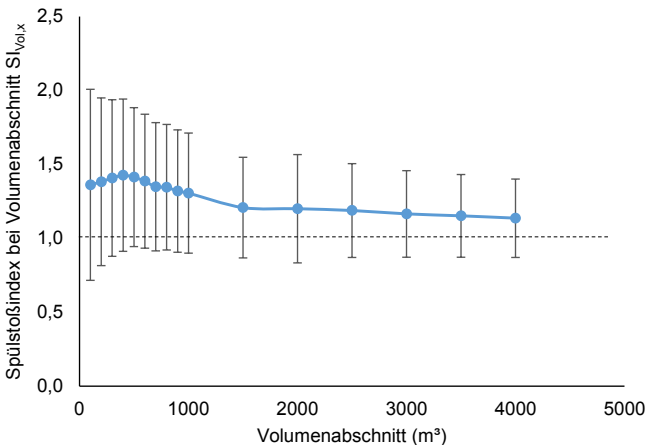


Abb. 5.38: Mittelwerte und Standardabweichungen der volumenabschnittsweise AFS-Spülstoßindizes $SI_{Vol,x}$ für 77 ausgewertete Einstauereignisse am RÜB 2

Abb. 5.39 zeigt die Verteilung der AFS-Frachten der Einzelereignisse für die einzelnen Abflussvolumenabschnitte am RÜB 2. Jeder dargestellte Abflussmillimeter entspricht einem Abflussvolumen von 544 m³ an der Messstelle. Der Anstieg in der Verschmutzung innerhalb der ersten 400 m³ Ereignisabfluss aus Abb. 5.38 ist aufgrund der größeren Auflösung der Volumenabschnitte nicht erkennbar. Wie auch an RÜB 1 liegt die Fracht im ersten Volumenabschnitt mit mittleren 82 kg AFS deutlich höher als in den folgenden Volumenabschnitten. Auch bei dieser Auswertung kommt den absoluten Frachtwerten aufgrund der Verwendung unkalibrierter Spektrometersonden wie in Abb. 5.28 eine eher theoretische Bedeutung zu.

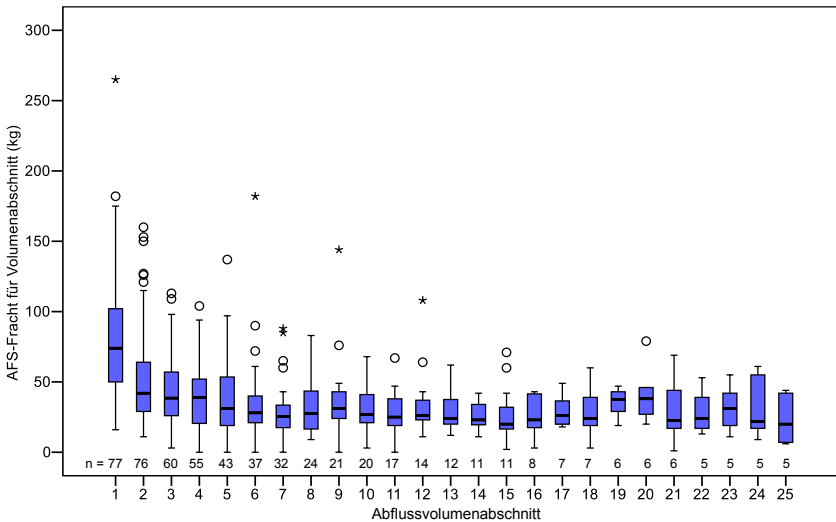


Abb. 5.39: AFS-Frachten für Abflussvolumenabschnitte (je 1 mm Abflusshöhe) während des Ereignisverlaufs am RÜB 2

Die maximale Ereignisfracht wird mit 265 kg ebenfalls im ersten Ereignisvolumenabschnitt erreicht. Nach dem ersten Volumenabschnitt sinkt die mittlere Fracht auf 49 % des ersten Volumenabschnitts ab. Demnach ist es am RÜB aus Bewirtschaftungssicht

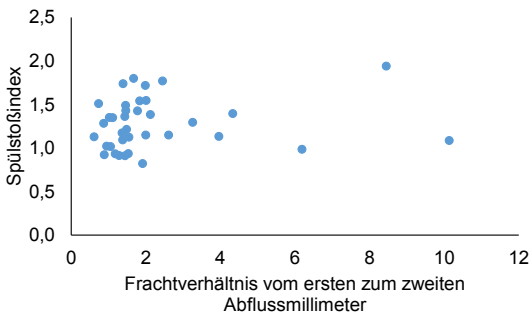


Abb. 5.40: Korrelation des AFS-Spülstoßindex mit dem Frachtverhältnis der AFS-Fracht vom ersten zum zweiten Abflussmillimeter am RÜB 2

sinnvoll den ersten Abflussmillimeter bei Niederschlagsereignissen nicht in das Gewässer zu entlasten, sondern im RÜB zwischenspeichern.

Eine Korrelation zwischen dem Spülstoßindex nach 30 % Volumendurchgang und dem aus Abb. 5.39 abgeleiteten Frachtverhältnissen vom ersten zum zweiten Abflussmillimeter ist nicht zu erkennen (siehe Abb. 5.40).

5.4.3 Verhalten der Regenüberlaufbecken im Verbund

Die Gleichmäßigkeit des Überlaufverhaltens und somit der Systemauslastung kann Aufschluss über das Steuerungspotenzial der RÜB geben. Aus diesem Grund wird in diesem Abschnitt das Beckenverhalten beider Becken gemeinsam diskutiert.

Die Auswertungen aus Kapitel 5.4.1 und 5.4.2 haben gezeigt, dass das Auslastungsverhalten aufgrund der sehr unterschiedlich eingestellten spezifischen Drosselabflüsse an den beiden RÜB bei ähnlichem spezifischem Speichervolumen sehr unterschiedlich ist. Der spezifische Drosselabfluss an RÜB 1 liegt bei 7,3 l/(s·ha), an RÜB 2 beträgt er 2,1 l/(s·ha). Diese Ungleichmäßigkeit im System hat zur Folge, dass RÜB 1 über eine Speicherkapazität von 10 l/m² verfügt, wohingegen RÜB 2 eine etwa zehnmal kleinere Speicherkapazität aufweist. Abb. 5.41 zeigt das Überlaufverhalten der beiden RÜB im Untersuchungszeitraum im Vergleich. Ein Strich stellt jeweils ein Überlaufereignis an einem der Bauwerke dar.

Tab. 5.4: Überlaufdauern an beiden untersuchten Regenüberlaufbecken

Jahr	Dauer (min)	Überlauf RÜB 1 (min)	Überlauf RÜB 2 (min)	Überlauf beider RÜB zeitgleich (min)	Überlauf nur eines RÜB (min)	RÜB 1 entlastet bei freiem Speicher RÜB 2 (min)	RÜB 2 entlastet bei freiem Speicher RÜB 1 (min)
2014+							
2015	746219	11089	556	539	10567	17	10550
			Anteil	10 %	90 %		
2016	403140	7089	361	295	6869	64	6803
			Anteil	4 %	96 %		

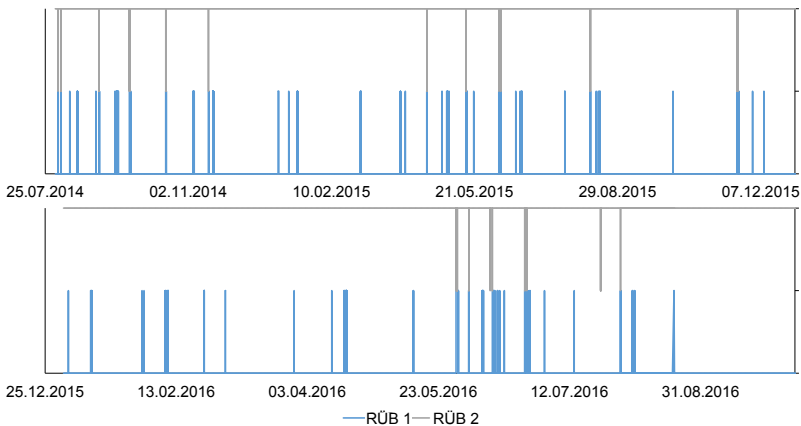


Abb. 5.41: Überlaufverhalten der beiden Regenüberlaufbecken im Vergleich; oben: 01.08.2014-31.12.2015, unten: 01.01.-06.10.2016

Es wird deutlich, dass RÜB 2 sehr viel häufiger überläuft als RÜB 1. RÜB 1 läuft von Dezember 2015 bis Mai 2016 gar nicht über. Auch die Überlaufdauern an den beiden Becken unterscheiden sich stark voneinander (siehe Tab. 5.1). RÜB 2 läuft insgesamt 20 Mal so lange über wie RÜB 1. 290 Stunden lang entlastet RÜB 2 während in RÜB 1 noch Speicherkapazität vorhanden ist.

5. Ergebnisse und Diskussion

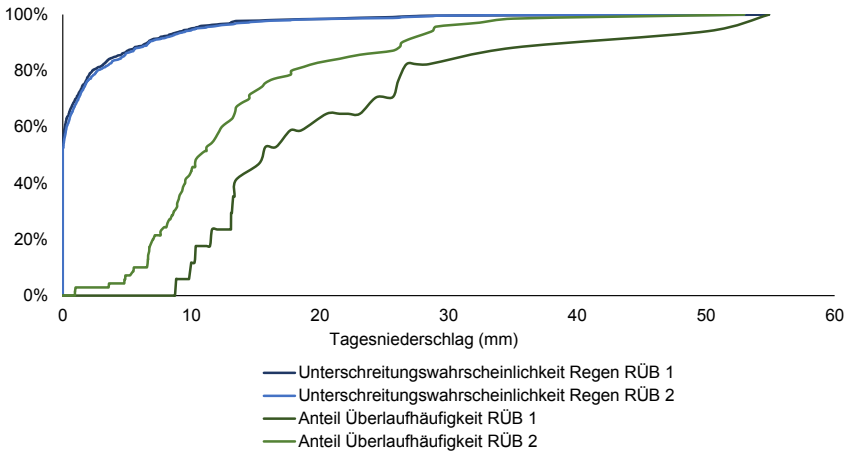


Abb. 5.42: Tagesniederschläge und Überlaufwahrscheinlichkeiten am RÜB 1 und RÜB 2 im Vergleich

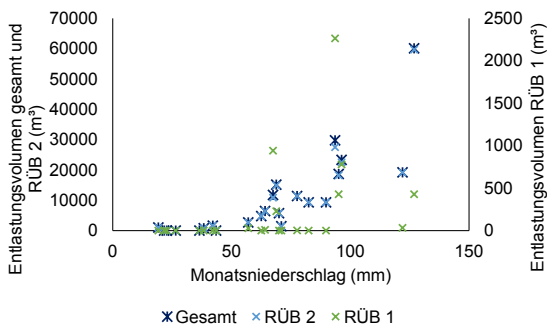


Abb. 5.43: Monatsniederschlagssummen und Entlastungsvolumen an RÜB 1 und RÜB 2

Der sehr ungleichmäßige Grenzniederschlag für Überläufe wird insbesondere an Abb. 5.42 deutlich. Der Tagesgrenzniederschlag, ab dem der erste Überlauf auftritt, ist durch die Betrachtung über einen Bilanzierungszeitraum von 24 Stunden leicht verschoben. Die Unterschreitungswahrscheinlichkeiten für die Niederschläge in den Einzugsgebieten der beiden RÜB sind annähernd identisch. Das ungleichmäßige Systemverhalten ist somit nicht auf eine ungleichmäßige Niederschlagsverteilung zurückzuführen. Die Anteile der Überlaufhäufigkeiten, also der Anteil an Ereignissen, der bei dem gegebenen Tagesniederschlag zu einem Überlauf der Becken führen klaffen weit auseinander. Eine Auswertung dieser Art von den verschiedenen Speicherbauwerken im System kann einen ersten Eindruck liefern, ob ein Optimierungspotenzial im System vorhanden ist. Die sichtbare starke Abweichung der beiden Überlaufhäufigkeiten der beiden Becken voneinander deutet auf ein im System vorhandenes Optimierungspotenzial hin.

Das Gesamtentlastungsvolumen von RÜB 1 und RÜB 2 wird vom entlasteten Volumen aus RÜB 2 dominiert (siehe Abb. 5.43). 98 % des von den beiden Becken gemeinsam

entlasteten Volumens wird von RÜB 2 entlastet. Der Zusammenhang zwischen Monatsniederschlagssumme und Entlastungsvolumen ist an RÜB 1 nicht erkennbar. An RÜB 2 ist ein sichtbarer Zusammenhang vorhanden. Unter einem Monatsniederschlag von 50 mm treten jedoch kaum Entlastungen auf. Die Monate mit unter 50 mm Niederschlag tragen nur zu etwa 1,5 % des Entlastungsvolumens im gesamten Zeitraum bei.

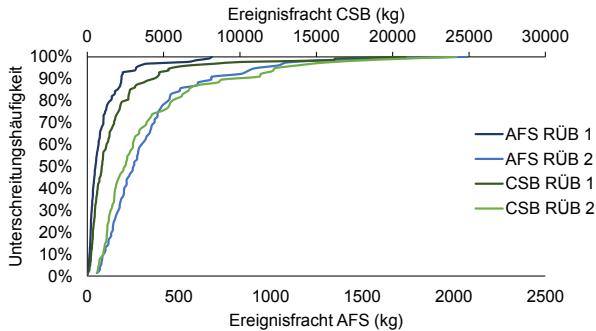


Abb. 5.44: Kumulierte Unterschreitungshäufigkeiten der AFS- und CSB-Ereignisfrachten an RÜB 1 und RÜB 2

Auch die Ereignisfrachten an Feststoffen und CSB, die an den einzelnen RÜB entlastet werden, unterscheiden sich an den beiden Becken deutlich (siehe Abb. 5.44). Während am RÜB 1 bei 80 % der Ereignisse eine CSB- Ereignisfracht von 2.500 kg und eine Feststofffracht von etwa 200 kg unterschritten wird, wird am RÜB 2 bei 80 % der Ereignisse etwa die doppelte Menge an CSB und AFS entlastet. Wird von ökologisch und hydraulisch gleichwertigen Gewässern an beiden Becken ausgegangen, so macht dies einen massiven Unterschied in der stofflichen Belastung.

Die Verteilungen der Spülstoßindizes für alle Ereignisse mit Beckenzulauf und für Überlaufereignisse am RÜB 1 und RÜB 2 im Vergleich sind in Abb. 5.45 dargestellt. Wie bereits im Kapitel 5.4.2 angedeutet, liegen die Spülstoßindizes an RÜB 1 leicht über den Werten von RÜB 2. Dies entspricht den Erwartungen, da das Einzugsgebiet des RÜB 1 kleiner ist und daher eine größere Spülstoßausprägung zu erwarten war.

Wenn die Intensität des Spülstoßes eines Einstauereignisses überwiegend von der vorangegangenen Trockenwetterdauer sowie den Charakteristika des auslösenden Niederschlagsereignisses bestimmt wird, so müssten die Spülstoße an beiden Becken aufgrund der homogenen Niederschlagsverteilung im Untersuchungsgebiet (siehe Kapitel 5.1) einen deutlichen Zusammenhang aufweisen. Den engen Zusammenhang der zu den Einzelereignissen gehörigen Niederschlagssummen und Trockenwetterperioden an beiden RÜB bestätigt auch Abb. E.18 im Anhang E.

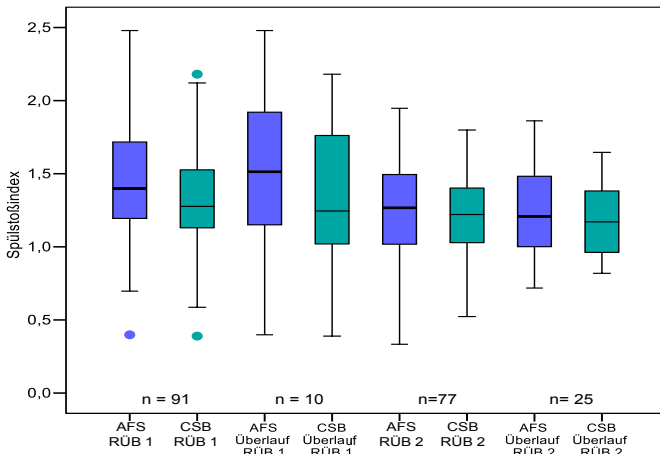


Abb. 5.45: Verteilungen der Spülstoßindizes für CSB und AFS am RÜB 1 und RÜB 2 im Vergleich (nur Ereignisse mit Beckenzulauf am RÜB 1 berücksichtigt)

Die SI der beiden Becken zeigen für die jeweils zeitgleich stattfindenden Einzelereignisse jedoch keinerlei Zusammenhang (siehe Abb. 5.46, berücksichtigt wurden nur zeitgleiche Ereignisse an beiden RÜB). Dies deutet weiter darauf hin, dass die Ausprägung des Spülstoßes an einem RÜB von mehr Faktoren geprägt ist als nur vom Niederschlag und Trockenwetter. Die Feststellung eines Spülstoßes an einem der beiden RÜB lässt keine Rückschlüsse über das Auftreten eines Spülstoßes an dem anderen RÜB zu. Eine mögliche Ursache für den fehlenden Zusammenhang der Spülstoßindizes wäre die unterschiedliche Ereignisdefinition an den beiden RÜB. Ein Einstauereignis an RÜB 1 endet, sobald das Becken wieder vollständig geleert ist, an RÜB 2 endet ein Einstauereignis mit Beginn der Entleerung. Somit werden deutliche Unterschiede zwischen den Ereignisdauern der Einzelereignisse an beiden Becken sichtbar (siehe Abb. E.19, links im Anhang E).

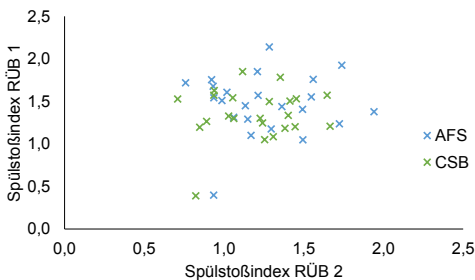


Abb. 5.46: Korrelation der Spülstoßindizes für die jeweiligen Einzelereignisse am RÜB 1 und RÜB 2

Die Auswertung der Frachtverhältnisse vom ersten zum zweiten Abflussmillimeter nach Abb. 5.28 und Abb. 5.39 umgeht diese Problematik, da hier keine Werte bezogen auf das Gesamtvolumen und die Gesamtfracht berechnet werden. Aber auch bei dieser Auswertung sind keinerlei Zusammenhänge zwischen den Frachtverhältnissen für AFS an den beiden Becken erkennbar (siehe Abb. E.19, rechts im Anhang E).

5.4.4 Statistische Analyse der Spülstoßausprägung

Ob ein Spülstoß bei einem Einstauereignis auftritt und wie stark dessen Ausprägung ist, liefert wichtige Informationen zur optimalen Bewirtschaftung von Speicherräumen in Kanalnetzen. Aus diesem Grund wurden verschiedene statistische Verfahren verwendet, um die wichtigsten Einflussfaktoren auf die Stärke der Spülstoßausprägung zu identifizieren.

Parameter, die die Stärke der Spülstoßausprägung bestimmen sind nach Geiger (1987) unter anderem die vorangegangene Trockenwetterperiode sowie Kenngrößen des Einzugsgebiets und Kanalnetzes und verschiedene Charakteristiken des Trockenwetter- und Niederschlagsabflusses. Der Niederschlagsabfluss wird wiederum maßgeblich von der Charakteristik des Niederschlagsereignisses, das heißt Niederschlagsintensität, Niederschlagshöhe und Dauer des Niederschlagsereignisses bestimmt.

Die folgenden Auswertungen zeigen, ob in den Daten aus den Untersuchungsgebieten Zusammenhänge zwischen der Spülstoßausprägung und den Dauern der Trockenwetterphasen seit letztem Niederschlagsereignis und Sonden- bzw. Beckeneinstau sowie den Niederschlagscharakteristiken für das aktuelle und vorherige Niederschlagsereignis vorhanden sind. Zunächst werden dafür einzelne Korrelationsanalysen durchgeführt, um einfache Zusammenhänge zwischen den oben beschriebenen möglichen Einflussparametern aufzudecken. Im zweiten Abschnitt werden Strukturen entdeckende statistische Verfahren angewandt, um multivariate Zusammenhänge zu analysieren.

Strukturen prüfende Verfahren – Korrelationsanalysen

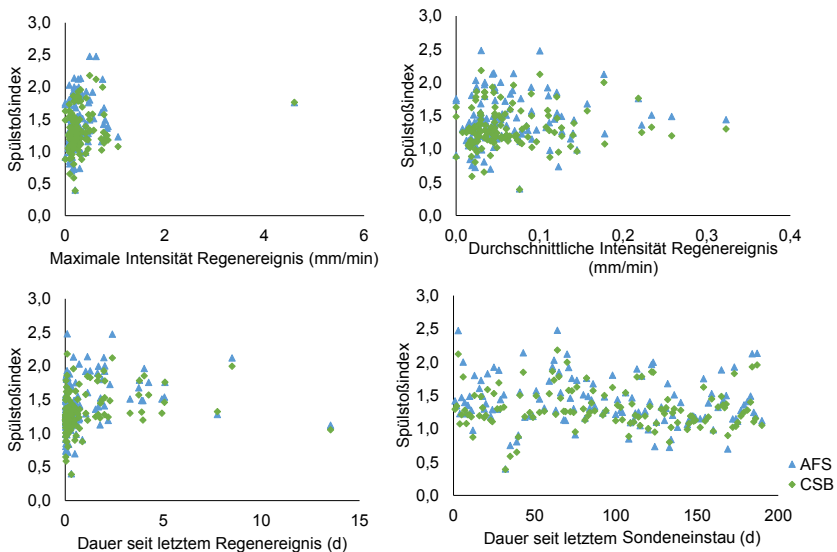


Abb. 5.47: Korrelationsanalysen der Spülstoßindizes für AFS und CSB mit ausgewählten Niederschlagscharakteristika am RÜB 1 für alle Einstauereignisse

Abb. 5.47 und Abb. 5.48 zeigen die Korrelationen zwischen verschiedenen Niederschlagsereignischarakteristika und den Spülstoßindizes für AFS und CSB am RÜB 1 und RÜB 2 für alle ausgewerteten Einzelereignisse. Weder unter Verwendung der maximalen noch der durchschnittlichen Niederschlagsintensität ist eine quantifizierbare Korrelation nachweisbar. Auch die Dauer seit dem letzten Niederschlag bzw. Beckeneinstau hat keinerlei Einfluss auf die Stärke der Spülstoßindizes. Dies deckt sich mit Ergebnissen von Hochedlinger (2005), der die Theorie eines Zusammenhangs zwischen der Dauer der Trockenwetterperiode und der Spülstoßausprägung für ein Mischsystem in München ebenfalls erfolgreich falsifizieren konnte.

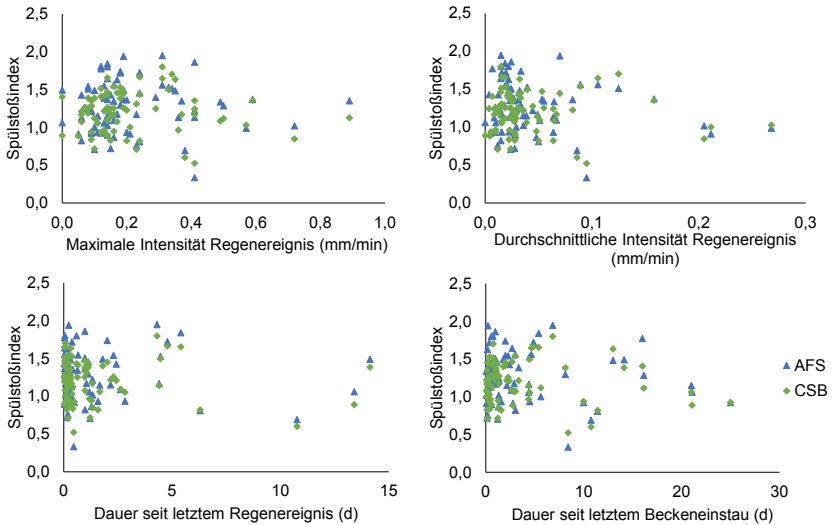


Abb. 5.48: Korrelationsanalysen der Spülstoßindizes für AFS und CSB mit ausgewählten Niederschlagscharakteristika am RÜB 2 für alle Einstauereignisse

Da in Abb. 5.47 und Abb. 5.48 durch die große Bandbreite an ausgewerteten Ereignissen die Korrelationen eventuell nicht erkennbar sind, wurden die gleichen Korrelationsanalysen am RÜB 1 auch für Ereignisse ohne Beckenzulauf, also besonders kleine Einstauereignisse, und für alle Überlaufereignisse am RÜB 1 und RÜB 2 durchgeführt. Auch hier ist der Spülstoßindex unabhängig von den untersuchten Parametern (siehe Abb. E.13, Abb. E.14 und Abb. E.15 im Anhang E). Der Spülstoßindex ist ebenfalls unabhängig vom Zulaufvolumen (siehe Abb. 5.49).

Möglicherweise ist der verwendete Spülstoßindex bei 30 % Volumendurchgang aufgrund seines relativen Bezugs auf das Gesamtvolumen nicht zur Ableitung von Beziehungen zu den Charakteristika der Niederschlagsereignisse geeignet. Aus diesem Grund wurde das Frachtverhältnis des ersten zum zweiten Abflussmillimeter (siehe Abb. 5.28 und Abb. 5.39) ebenfalls mit den Charakteristika der Niederschlagsereignisse korreliert. Auch hier wurden keinerlei direkte Modellzusammenhänge sichtbar (siehe Abb. E.16 und Abb. E.17 im Anhang E).

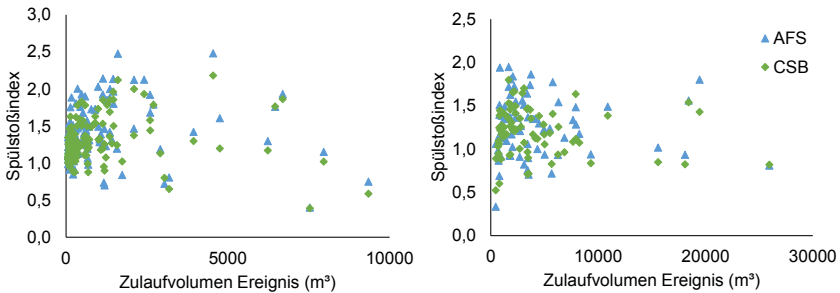


Abb. 5.49: Korrelationsanalysen der Spülstoßindizes mit Ereigniszulaufvolumina am RÜB 1 (links) und RÜB 2 (rechts)

Strukturen entdeckende Verfahren

Mit den Strukturen entdeckenden Verfahren soll der Spülstoßdatensatz für abfiltrierbare Stoffe auf in den Korrelationsanalysen eventuell nicht sichtbare multivariate Zusammenhänge zwischen den Variablen untersucht werden.

Clusteranalyse

Clusteranalysen ermöglichen die Gruppierung einander ähnlicher Untersuchungsobjekte. Die Zuordnung der Einzelereignisse zu ähnlichen Gruppen anhand Ihrer Niederschlags- und Trockenwettercharakteristik kann auch Hinweise auf die jeweilige Spülstoßausprägung liefern. So kann bei Ereignissen nur anhand der Niederschlags- und Trockenwettercharakteristik direkt auf die Abflussqualität geschlossen werden.

Für eine hierarchische Clusteranalyse mittels Ward-Algorithmus (siehe Kapitel 4.5.2) sollten die Variablen unkorreliert sein und es sollten keine Ausreißer im Datensatz vorhanden sein. Als Variablen für die Korrelationsanalyse wurden die Dauer der vorangegangenen Trockenwetterperiode (seit letztem Niederschlagsereignis), die Niederschlagssumme des Regenereignisses, die maximale und durchschnittliche Niederschlagsintensität, die Dauer des Niederschlagsereignisses sowie der Spülstoßindex für abfiltrierbare Stoffe verwendet. Durch die Berücksichtigung des SI für AFS in der Clusteranalyseselbst ist keine Prognose des SI anhand der Niederschlagscharakteristika für den ausgewerteten Datensatz möglich.

An RÜB 2 zeigen beide Korrelationskoeffizienten eine Abhängigkeit von maximaler und durchschnittlicher Intensität sowie Ereignisdauer und Niederschlagssumme mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit (Signifikanz) von 1 % (siehe Tab. E.11 und Tab. E.12).

Aus diesem Grund wurden Ereignisdauer und die durchschnittliche Intensität aus dem Datensatz vor der weiteren Clusteranalyse von RÜB 2 entfernt.

Die Korrelationsanalyse der Daten von RÜB 1 zeigt ein anderes Bild auf als an RÜB 2 (siehe Tab. E.13 und Tab. E.14). Wie auch an RÜB 1 sind die maximale und durchschnittliche Niederschlagsintensität miteinander mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 1 % voneinander abhängig. Zusätzlich zeigen aber auch die maximale Niederschlagsinten-

sität und die Dauer der vorangegangenen Trockenwetterphase sowie die Niederschlagssumme die Dauer der vorangegangenen Trockenwetterphase eine Abhängigkeit. Diese Abhängigkeit kann physikalisch allerdings nicht begründet werden. Daher wird für die weitere Clusteranalyse die gleiche Variablenauswahl wie an RÜB 2 getroffen. Auffällig ist ebenso, dass der AFS Spülstoßindex an RÜB 1 einen Zusammenhang mit der Dauer der vorangegangenen Trockenwetterphase und der Niederschlagssumme sowie der maximalen Niederschlagsintensität aufweist. Diese konnten in den vorangegangenen einfachen Korrelationsanalysen allerdings nicht nachgewiesen werden. Im nächsten Schritt wurden die Ausreißer mittels Single-Linkage Verfahrens ermittelt und aus dem Datensatz ausgeschlossen.

Am RÜB 1 wurden zwei Überlaufereignisse als Ausreißer identifiziert, darunter das Ereignis mit der größten Niederschlagssumme im Gesamtdatensatz. Zusätzlich wurde ein Ereignis ohne Beckenzulauf ausgeschlossen. Auffällig am RÜB 2 ist, dass drei der sechs Ereignisse mit der höchsten Niederschlagssumme als Ausreißer nach Clusterung im Single-Linkage Verfahren erkennbar wurden. Dies könnte darauf hindeuten, dass die Auswertung der Ereignisse mit höheren Niederschlagssummen unsicherer wird. 70 Fälle bleiben nach Elimination der Ausreißer als Grundlage zur hierarchischen Clusterung am RÜB 2 übrig. Das visuelle Ergebnis der Clusteranalyse (Dendrogramm) an RÜB 2 ist in Abb. 5.50 dargestellt. Für RÜB 1 ist aufgrund der großen Fallanzahl (nach Ausschluss der Ausreißer $n = 126$) keine übersichtliche visuelle Darstellung des Dendrogramms möglich. Die visuelle Gruppierung der Ereignisse wird daher anhand der Ergebnisse von RÜB 2 dargestellt. Für RÜB 1 werden im Anschluss nur die entstehenden Cluster ausgewertet.

Die Kombination skaliertes Abstandscluster wird in SPSS normiert und dient als Maß für die Heterogenität innerhalb der Gruppen. Mit zunehmender Clustergröße nimmt diese zu. Die Fallbeschriftung „E“ stellt ein Einstauereignis ohne Überlauf dar, die Fallbeschriftung „Ü“ bezeichnet Überlaufereignisse. Die Nummerierung der Fallbeschriftungen erfolgt nach zeitlicher Abfolge der Ereignisse.

Als eine geeignete Gruppierung anhand des Dendrogramms erscheint die Unterteilung der Ereignisse in fünf Gruppen. Auch eine feinere Klassifizierung mit 14 Clustern ist denkbar, ist aber bei der Klassifizierung zur Einordnung der Spülstoßintensität nicht unbedingt sinnvoll.

In Cluster C fallen ausschließlich Überlaufereignisse. Die Niederschlagssummen in dieser Gruppe sind besonders hoch, alle Niederschlagssummen liegen unter 7 % der Niederschlagsreichsten Ereignisse im Datensatz. Ansonsten sind die restlichen Überlaufereignisse über alle übrigen Cluster verteilt. Die Ähnlichkeit der Niederschlagssummen spiegelt sich jedoch nicht in einer Ähnlichkeit der SI für AFS wider.

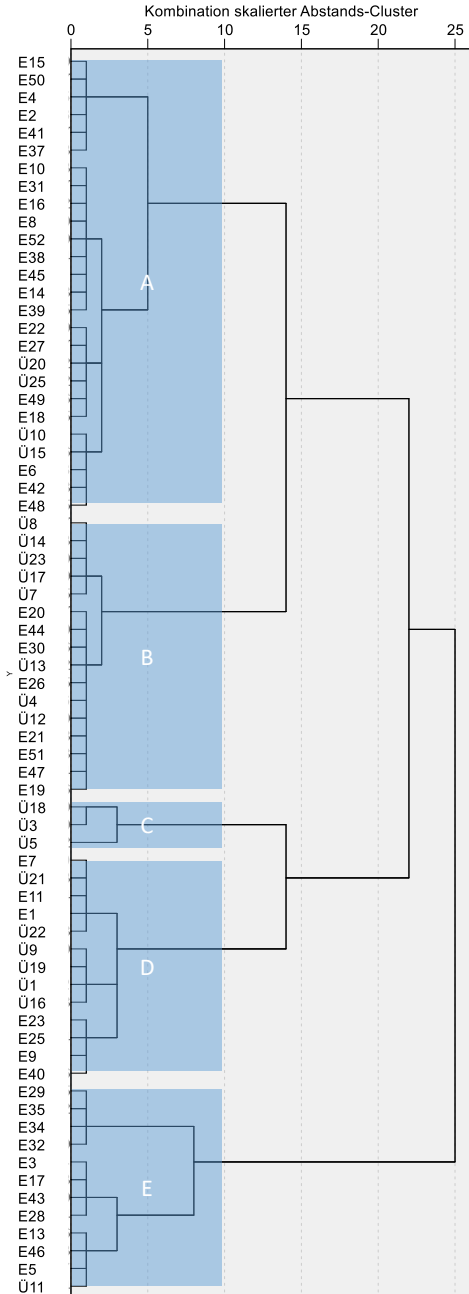


Abb. 5.50: Dendrogramm als Ergebnis der Clusteranalyse nach dem Ward-Verfahren

Der F-Wert nach Gleichung (4.9) in dieser Gruppe liegt bei 1,8 (siehe Tab. 5.5). Somit ist die Gruppe bezüglich des Spülstoßindex deutlich inhomogener als die Gesamtheit der ausgewerteten Ereignisse. Dies könnte darauf hindeuten, dass insbesondere bei großen Niederschlagsereignissen das Auftreten und die Stärke des SI bei Feststoffen besonders schwierig vorherzusagen sind.

Tab. 5.5: F-Wert, Varianz und Mittelwert für hierarchisch geclusterte Spülstoßindizes für AFS am RÜB 2

Spülstoßindex AFS	Cluster A	Cluster B	Cluster C	Cluster D	Cluster E	Gesamtdaten
F-Wert	0,474	0,142	1,793	0,448	0,925	
Varianz	0,05	0,02	0,20	0,05	0,10	0,11
Mittelwert	1,41	0,91	1,43	1,36	1,47	1,27

Die Mittelwerte und Varianzen der Cluster A, C und D des SI für AFS unterscheiden sich kaum. Die F-Werte in diesen Gruppen liegen zwischen 0,45 und 0,93. Lediglich Cluster B weist einen deutlich niedrigeren F-Wert von nur 0,14 auf. Die Mittelwerte der SI sind mit 0,91 deutlich niedriger in dieser Gruppe (siehe Tab. 5.5).

Sämtliche Ereignisse dieses Clusters liegen in den unteren zwei Dritteln der Dauern der vorangegangenen Trockenwetterperiode. Die längste Trockenwetterperiode beträgt 1,3 Tage. Ein Muster bei der Höhe der Niederschlagssummen für dieses Cluster ist nicht erkennbar. Somit ist der Einfluss der Trockenwetterdauer bei Ereignissen mit durchschnittlichen Niederschlagscharakteristiken im Datensatz erkennbar. Kurze Trockenwetterphasen begünstigen eine schwache Spülstoßausprägung an RÜB 2.

Die Analyse des Dendrogramms legt an RÜB 1 eine Gruppierung in vier Cluster nahe. Ein Cluster, in dem alle Überlaufereignisse liegen, ist nicht erkennbar. Die Gruppengrößen sind deutlich inhomogener als am RÜB 2. 91 Ereignisse liegen in Cluster A. In Cluster D liegt nach der Gruppierung mittels Ward-Algorithmus nur ein einziges Ereignis. Mit einem Spülstoßindex von 1,76 (siehe Tab. 5.6). Die F-Werte für Cluster A und Cluster C liegen mit max. 0,38 niedrig, in Cluster B liegt der F-Wert bei etwa 1. Die Gruppierung liefert somit hinsichtlich des SI für AFS in Cluster B keine homogene Gruppe. In Cluster B ist der Mittelwert des SI für AFS mit 1,94 sehr hoch.

Tab. 5.6: F-Wert, Varianz und Mittelwert für hierarchisch geclusterte Spülstoßindizes für AFS am RÜB 1

Spülstoßindex AFS	Cluster A	Cluster B	Cluster C	Cluster D	Gesamtdaten
Anzahl im Cluster	91	24	10	1	
F-Wert	0,384	1,057	0,293		
Varianz	0,05	0,14	0,04		0,13
Mittelwert	1,23	1,94	1,60	1,76	1,40

Die K-Means Clusteranalyse mit einer angestrebten Clusteranzahl von fünf teilt die Ereignisse am RÜB 2 in Gruppen mit deutlich unterschiedlicher Ereignisanzahl im Vergleich zur hierarchischen Clusteranalyse nach Ward auf. Nach Backhaus et al. (2018) tendiert die Clusterung nach Ward zur Bildung gleich großer Gruppen, wie auch an diesem Datensatz. Die F-Werte bezüglich der Spülstoßindizes für AFS sind deutlich niedriger als bei der hierarchischen Clusterung, die Gruppen sind somit homogener in Bezug auf den SI. Cluster B und D weisen die höchsten Spülstoßindizes auf. In den beiden Clustern sind sowohl Einstau- als auch Überlaufereignisse enthalten. Eine klare Tendenz, welche Faktoren die verhältnismäßig hohen Spülstoßindizes begründen, ist nicht erkennbar. Somit lieferte die Methode keine zusätzlichen Hinweise zur Erklärung der AFS-Spülstoßindizes.

Tab. 5.7: F-Wert, Varianz und Mittelwert für K-Means geclusterte Spülstoßindizes für AFS am RÜB 2

Spülstoßindex AFS	Cluster A	Cluster B	Cluster C	Cluster D	Cluster E	Gesamtdaten
Anzahl im Cluster	34	3	2	21	11	128
F-Wert	0,331	0,247	0,071	0,283	0,261	
Varianz	0,04	0,03	0,01	0,03	0,03	0,11
Mittelwert	1,07	1,61	1,00	1,64	1,30	1,27

Die K-Means Clusteranalyse an RÜB 1 ordnet für die vorgegebene Clusteranzahl von vier in Cluster C und in Cluster D jeweils nur ein einziges Ereignis ein (siehe Tab. 5.8). Das Ereignis, das bei der hierarchischen Clusterung ebenfalls eine eigene Gruppe erhielt, wird auch mittels K-Means Clusteranalyse als eigenständiges Cluster identifiziert. Dabei handelt es sich um ein Überlaufereignis. Dieses Ereignis ist das größte Niederschlagsereignis mit einer Niederschlagssumme von 62 mm bei der höchsten aufgezeichneten maximalen Niederschlagsintensität von 4,6 mm pro Minute. Diese beiden Niederschlagseigenschaften stechen deutlich aus der Gesamtheit der Messdaten heraus. Die Gruppierung als eigenständiges Cluster erscheint somit logisch. Der Spülstoßindex für AFS liegt mit 1,76 zwar leicht über dem Mittelwert des Gesamtdatensatzes, aber ist insgesamt nicht weiter auffällig.

Die F-Werte der Cluster A und B zeigen, dass die Clusterung mittels K-Means Clusteranalyse am RÜB 2 nicht erfolgreich war, da der F-Wert im Cluster A über 0,8 und im Cluster B sogar über 2 liegt.

5. Ergebnisse und Diskussion

Tab. 5.8: F-Wert, Varianz und Mittelwert für K-Means geclusterte Spülstoßindizes für AFS am RÜB 1

Spülstoßindex AFS	Cluster A	Cluster B	Cluster C	Cluster D	Gesamtdaten
Anzahl im Cluster	116	8	1	1	128
F-Wert	0,838	2,004			
Varianz	0,11	0,26			0,13
Mittelwert	1,39	1,45	1,76	1,15	1,40

Faktorenanalyse

Für die Faktorenanalyse wurden die folgenden Variablen berücksichtigt:

- Dauer letzte Trockenwetterperiode seit
 - letztem Sondeneinstau (RÜB 1)
 - letztem Beckeneinstau (RÜB 2)
 - letztem Niederschlagsereignis
- Niederschlagscharakteristika letzter Regen vor aktuellem Ereignis:
 - Niederschlagssumme
 - maximale Niederschlagsintensität
 - durchschnittliche Niederschlagsintensität
 - Ereignisdauer
- Niederschlagscharakteristika aktuelles Ereignis:
 - Niederschlagssumme
 - maximale Niederschlagsintensität
 - durchschnittliche Niederschlagsintensität
 - Ereignisdauer
- Spülstoßindex AFS

Die Analyse der 11 Untersuchungsvariablen an RÜB 1 ergab ein zur weiteren Analyse unzureichendes Kaiser-Meyer-Olkin-Kriterium (KMO) von 0,454. Ein Wert unter 0,5 für das Kaiser-Meyer-Olkin-Kriterium ist für eine weitere Faktorenanalyse nicht tragbar (Cureton und D'Agostino 1983). Die Anti-Image-Korrelationsmatrix zeigt für den Datensatz eine besonders niedrige Measure of Sampling Adequacy (MSA, siehe Gleichung (4.13)) 0,306 und 0,321 bei beiden Dauern der Niederschlagsereignisse (siehe Tab. E.15). Nach Ausschuss dieser Variablen stieg das KMO auf 0,584, was eine mäßige Eignung zur Faktorenanalyse anzeigt. Die Dauern der Niederschlagsereignisse wurden daher für die weitere Analyse aus dem Datensatz ausgeschlossen.

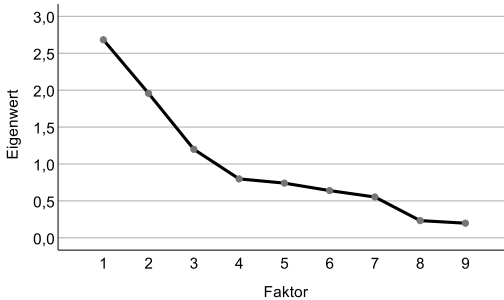


Abb. 5.51: Screeplot der Faktorenanalyse an RÜB 1

Der Screeplot der Faktorenanalyse der verbleibenden neun Variablen an RÜB 1 (Abb. 5.51) zeigt einen Knick der Eigenwerte nach dem 4. Faktor. Aus diesem Grund wurden für die weitere Faktorenanalyse an RÜB 1 vier Faktoren extrahiert.

Tab. 5.9 zeigt die Eigenwerte und die erklärten Anteile an der Gesamtvarianz der einzelnen Faktoren. Faktor 1 erklärt

rund 30 % der Varianz. Faktor 2 nur noch 22 %. Insgesamt können die vier extrahierten Faktoren 74 % der Varianz im Datensatz erklären.

Tab. 5.9: Eigenwerte und erklärte Anteile der Varianz an RÜB 1

Faktor	Summen von quadrierten Faktorladungen für Extraktion		
	Gesamt	% der Varianz	Kumulierte %
1	2,682	29,8	29,8
2	1,956	21,7	51,5
3	1,199	13,3	64,9
4	0,798	8,9	73,7

Tab. 5.10 zeigt die unrotierte und rotierte Faktorenmatrix an RÜB 1. Die Werte der jeweiligen Faktoren zeigen die Ladungen der einzelnen Variablen auf die Faktoren an. Die hochladenden Variablen sind in blau (positiver Einfluss) und orange (negativer Einfluss) hinterlegt. Für die rotierte Faktorenmatrix sind die Ladungen der Variablen größer und lassen Schlüsse auf die Bedeutung des jeweiligen Faktors zu.

Tab. 5.10: Unrotierte und rotierte Faktorenmatrix an RÜB 1

	Faktor unrotiert				Faktor rotiert			
	1	2	3	4	1	2	3	4
Dauer letzte Trockenwetterperiode	0,315	0,249	0,526	0,103	0,106	0,050	0,043	0,658
Dauer seit letztem Einstau	0,187	0,337	0,434	0,070	-0,055	0,075	0,025	0,576
Niederschlags-summe letzter Regen	0,440	-0,530	0,069	0,172	0,710	-0,061	0,010	-0,018
maximale Intensität letzter Regen	0,737	-0,641	0,083	0,195	0,991	0,020	0,123	0,038

5. Ergebnisse und Diskussion

	Faktor unrotiert				Faktor rotiert			
	1	2	3	4	1	2	3	4
durchschnittliche Intensität letzter Regen	0,555	-0,273	-0,125	0,003	0,546	0,181	0,252	-0,055
Niederschlags-summe aktueller Regen	0,553	0,591	-0,389	0,371	0,040	0,958	0,035	0,155
maximale Intensität aktueller Regen	0,628	0,485	-0,117	-0,053	0,059	0,623	0,405	0,300
durchschnittliche Intensität aktueller Regen	0,707	0,054	-0,030	-0,627	0,247	0,148	0,894	0,127
SI AFS	0,167	0,274	0,243	0,028	-0,052	0,116	0,063	0,378

Extraktionsmethode: Hauptachsenfaktorenanalyse

die Rotation ist in fünf Iterationen konvergiert

Blau hinterlegt: positive Faktorenladung; Orange hinterlegt: negative Faktorenladung

Auf Faktor 1 laden in der rotierten Faktorenmatrix die Niederschlagssumme und die maximale und durchschnittliche Intensität des letzten Regens deutlich positiv ($<0,5$). Dies legt den Schluss nahe, dass Faktor 1 die Einflussgrößen des vorangegangenen Niederschlagsereignisses repräsentiert. Auf Faktor 2 laden die Niederschlagssumme und die maximale Intensität des aktuellen Niederschlagsereignisses. Damit könnte Faktor 2 als aktuelle Niederschlagskenngröße interpretiert werden. Die durchschnittliche Niederschlagsintensität ist allerdings ausgenommen und lädt als einzige Variable auf Faktor drei. Auf Faktor vier laden die Dauer der letzten Trockenwetterperiode und die Dauer seit letztem Sondereinstau positiv. Dieser Faktor repräsentiert somit die Länge der vorangegangenen Trockenwetterphase.

Der Spülstoßindex für AFS lädt auf keinen der extrahierten Faktoren signifikant. Den größten Einfluss zeigt der Faktor der Trockenwettercharakteristik. Er lädt positiv auf den Spülstoßindex AFS, das heißt, je länger die Trockenwetterphase, desto größer der SI für AFS. Einen leicht positiven Einfluss zeigt auch die aktuelle Niederschlagscharakteristik. Je höher und intensiver der aktuelle Niederschlag, desto größer ist tendenziell auch der SI. Dies zeigt sich auch bei dem Faktor, der als aktuelle Niederschlagsintensität identifiziert wurde.

Das gegenläufige Verhalten ist bei Faktor 1, also der Charakteristik des vorangegangenen Niederschlags erkennbar. Je größer und intensiver das vorangegangene Niederschlagsereignis, desto niedriger fällt tendenziell der SI für AFS aus. Dieser Zusammenhang ist jedoch nur sehr schwach ausgeprägt.

Die Interpretation der einzelnen Faktoren und deren Ladungen in Bezug auf den Spülstoßindex für AFS zeigen den erwarteten Zusammenhang. Fällt der vorangegangene

Niederschlag besonders stark aus, ist ein niedrigere SI für AFS beim nächsten Niederschlagsereignis zu erwarten, da der vorangegangene Regen, die Feststoffe von den Oberflächen und aus dem Kanalnetz abgespült hat. Die Stärke des aktuellen Regens beeinflusst den SI positiv, ebenso wie die Länge der vorangegangenen Trockenwetterphase.

Insgesamt kann jedoch festgestellt werden, dass die Zusammenhänge nur sehr schwach ausgeprägt sind, was sich sowohl am relativ niedrigen KMO-Kriterium als auch an der niedrigen erklärten Gesamtvarianz der vier Faktoren von nur 73,7 % wie auch den niedrigen Ladungen für den SI für AFS selbst erkennen lässt.

Am RÜB 2 ergab das KMO-Kriterium einen Wert von 0,362 unter Verwendung aller 11 Variablen. Nach sukzessiver Reduktion der analysierten Variablenanzahl konnte das KMO-Kriterium auf ein akzeptables Maß von 0,521 erhöht werden. Dafür mussten jedoch alle Variablen bezüglich des vorangegangenen Niederschlags (durchschnittliche und maximale Intensität, Niederschlagssumme und -dauer) sowie die durchschnittliche Intensität des aktuellen Niederschlags entfernt werden. Die entfernten Variablen wiesen eine besonders niedrige MSA auf (siehe Diagonale der Anti-Image Korrelationsmatrix, Tab. E.16).

Der Screeplot der verbleibenden fünf analysierten Variablen (siehe Abb. 5.52) zeigt keinen eindeutig identifizierbaren Knick. Am ehesten ist dieser bei Faktor 2 erkennbar. Aus diesem Grund wurden für die weitere Analyse 2 Faktoren extrahiert. Faktor 1 erklärt 31,5 % der Gesamtvarianz, Faktor 2 23,4 %.

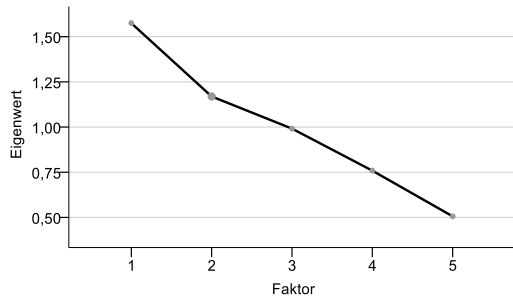


Abb. 5.52: Screeplot der Faktorenanalyse an RÜB 2

Tab. 5.11: Unrotierte und rotierte Faktorenmatrix an RÜB 2

	Faktor unrotiert		Faktor rotiert	
	1	2	1	2
Dauer letzte Trockenwetterperiode	0,713	-0,049	0,714	-0,025
Dauer seit letztem Einstau	0,666	-0,091	0,669	-0,068
Niederschlagssumme aktueller Regen	0,256	0,497	0,239	0,505
maximale Intensität aktueller Regen	-0,091	0,392	-0,104	0,389
SI AFS	-0,09	-0,037	-0,089	-0,040

Extraktionsmethode: Hauptachsenfaktorenanalyse
die Rotation ist in drei Iterationen konvergiert
Blau hinterlegt: positive Faktorenladung

Tab. 5.11 zeigt die Faktorladungen der Hauptachsenfaktorenanalyse an RÜB 2. Im Vergleich zu den Ergebnissen der Faktorenanalyse an RÜB 1 sind die Ladungen der Variablen auf die unterschiedlichen Faktoren deutlich niedriger. Auch die rotierten Faktorladungen sind nicht zufriedenstellend. Faktor 1 scheint die Dauer der vorangegangenen Trockenwetterperiode darzustellen, Faktor 2 den aktuellen Niederschlag. Der Spülstoßindex für AFS lädt jedoch auf beide Faktoren leicht negativ, was keine sinnvolle Interpretation zulässt. Eine grafische Darstellung der Faktorinterpretation an RÜB 2 zeigt Abb. 5.53.

Die Voraussetzungen für die Faktorenanalyse nach Backhaus et al. (2018) wurden an beiden RÜB erfüllt. Am RÜB 1 beträgt die Fallzahl 128, am RÜB 2 beträgt die Fallzahl 77. Die Variablenanzahl im Ausgangsdatensatz betrug an beiden Becken 11. Alle untersuchten Variablen sind metrisch und wurden vor der Analyse standardisiert.

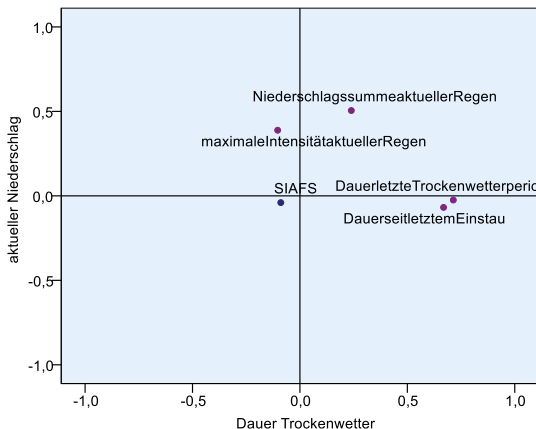


Abb. 5.53: Faktordiagramm im gedrehten Faktorbereich für RÜB 2

Neuronale Netze

Für die Auswertung der Daten mittels neuronaler Netze wurden an RÜB 1 die Dauer der vorangegangenen Trockenwetterperiode (seit letztem Niederschlagsereignis und letztem Sondeneinstau), die Niederschlagssumme des aktuellen und vorangegangenen Regenereignisses, die maximale und durchschnittliche Niederschlagsintensität des aktuellen und vorangegangenen Niederschlagsereignisses sowie die Dauer des vorangegangenen und aktuellen Niederschlagsereignisses als Eingabeschicht definiert.

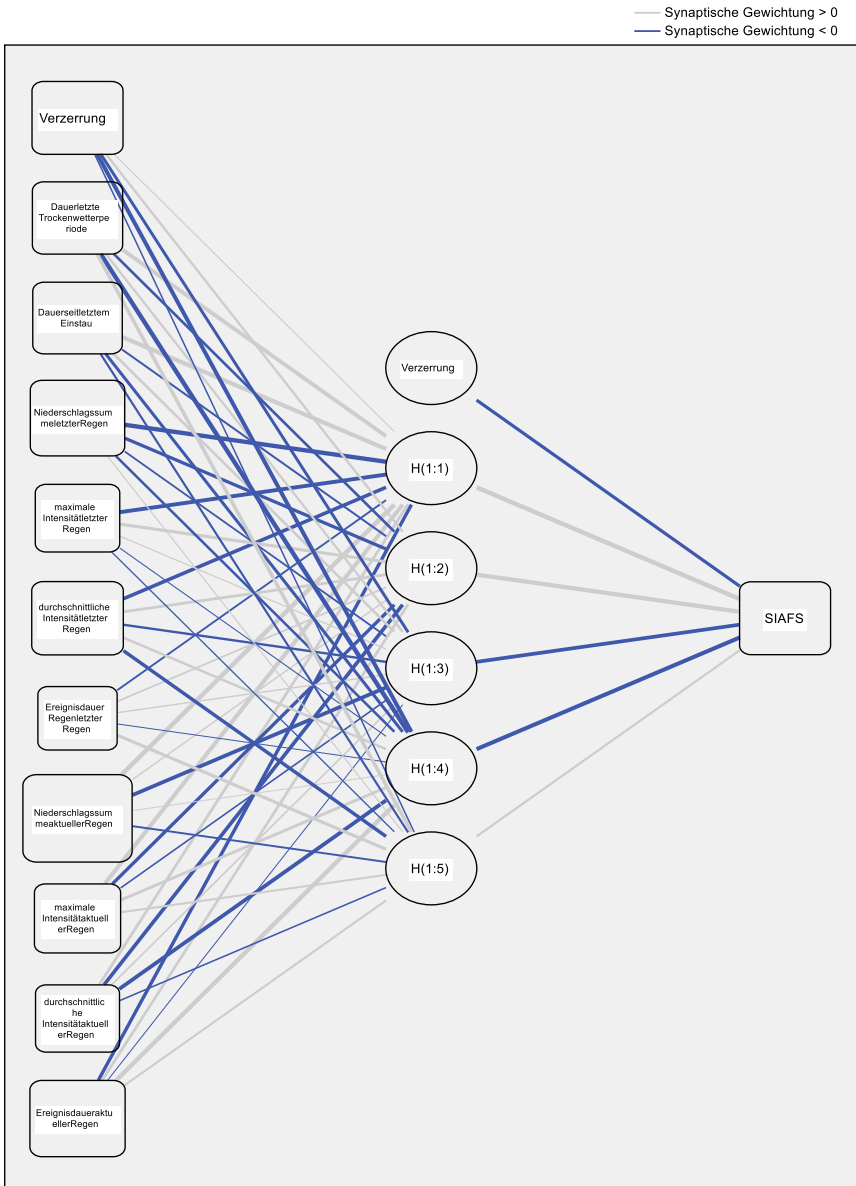


Abb. 5.54: Neuronales Netz mittels mehrschichtigem Perzeptron an RÜB 1

Als Ausgabeschicht dient der Spülstoßindex für AFS. Die mittels Single-Linkage Clusteranalyse definierten Ausreißer wurden aus dem Datensatz entfernt.

Abb. 5.54 zeigt das entstehende neuronale Netz mittels mehrschichtigem Perzeptron an RÜB 1. Das neuronale Netz wurde mit einer verborgenen Schicht bestehend aus fünf Einheiten erzeugt. Der Quadratsummenfehler des Trainingsdatensatzes beträgt 27,69, der des Testdatensatzes 13,04. Der relative Fehler beträgt beim Trainingsdatensatz 57 %, beim Testdatensatz sogar 75 %. Dies spricht für eine sehr schlechte Güte des erzeugten neuronalen Netzes, was auch an Abb. 5.55 deutlich wird. Der Zusammenhang zwischen Messwert und vorhergesagtem Wert ist mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,39 nur sehr schwach ausgeprägt. Diese Methodik kann somit nicht zur Prognose der SI für AFS verwendet werden.

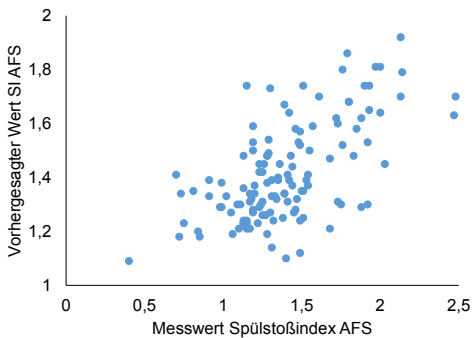


Abb. 5.55: Messwerte und vorhergesagte Spülstoßindizes für AFS am RÜB 1

Die Voraussetzungen zur Anwendung von neuronalen Netzen sind mit dem gegebenen Datensatz erfüllt. Backhaus et al. (2015) empfehlen eine Mindestfallzahl von zehnmal so vielen Messdaten wie Neuronen in der Eingabeschicht. Mit 126 Fällen und 10 Eingabeneuronen ist dieses Kriterium an RÜB 1 erfüllt. Für eine belastbare Analyse müsste die Fallzahl aber vermutlich noch größer sein.

Die Analyse der nach Eliminierung der Ausreißer verbleibenden 70 Fälle an RÜB 2 liefert noch schlechtere Prognoseergebnisse. Als Eingabeschicht wurden die Dauer der vorangegangenen Trockenwetterperiode (seit letztem Niederschlagsereignis und letztem Beckeneinstau), die Niederschlagssumme des aktuellen und vorangegangenen Regenereignisses sowie die maximale und durchschnittliche Niederschlagsintensität des aktuellen und vorangegangenen Niederschlagsereignisses verwendet. Die Dauern des vorangegangenen und aktuellen Niederschlagsereignisses wurden basierend auf den Erkenntnissen der vorangegangenen statistischen Analysen ausgeschlossen, um eine etwa zehnmal höhere Fallzahl als Eingabeneuronen zu gewährleisten.

Das entstehende neuronale Netz besteht aus einer verdeckten Schicht aus zwei Einheiten (siehe Abb. E.20). Das Bestimmtheitsmaß zwischen vorhergesagtem AFS Spülstoßindex und Messwert beträgt nur 0,2, der relative Fehler beträgt 80 % im Trainingsdatensatz und 90 % im Testdatensatz.

Auch an RÜB 2 kann somit keine Prognose der Spülstoßausprägung anhand von Niederschlags- und Trockenwettercharakteristika mittels neuronaler Netze erreicht werden.

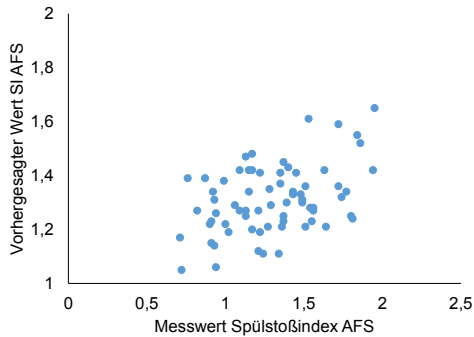


Abb. 5.56: Messwerte und vorhergesagte Spülstoßindizes für AFS am RÜB 2

5.4.5 Unsicherheiten

Die in den vorangegangenen Kapiteln dargestellten Auswertungen unterliegen verschiedenen Unsicherheitsquellen, die die Ergebnisse und Schlussfolgerungen beeinflussen können. Im Folgenden werden die Unsicherheitsquellen bei der Einzelereignisauswertung genannt und überschlägig quantifiziert. Dabei sollen Anhaltspunkte zur Verlässlichkeit der getroffenen Aussagen in dieser Arbeit gewonnen werden. Im Fokus stehen dabei weniger die absoluten Volumina und Frachten, sondern die Verläufe von Durchfluss und Konzentration im Ereignisverlauf zueinander. Aus diesem Grund ist eine herkömmliche Unsicherheitsfortpflanzung nicht zielführend und auf eine detaillierte Unsicherheitsfortpflanzung, wie sie u. a. von Bertrand-Krajewski et al. (2003) und Bertrand-Krajewski und Bardin (2002) gefordert wird, kann daher verzichtet werden.

Unsicherheiten der hydrometrischen Messungen

Eine Unsicherheitsquelle für die Messung der Drosselabflüsse der RÜB ist die indirekte Ermittlung des Abflusses über eine Wasserstandsmessung und die dazugehörige Q-h-Beziehung. Die temporäre Überprüfung der Durchflüsse an beiden Becken mittels Geschwindigkeits- und Wasserstandssensoren (siehe Ergebnisse der Durchflussüberprüfung im Anhang C) hat am RÜB 1 ergeben, dass die Q-h-Beziehung nicht immer stabil ist. Einige Einstauerereignisse waren deutlich rückstaubeinflusst und ließen somit keinen Rückschluss auf den Durchfluss anhand des gemessenen Wasserstands zu. Diese Ereignisse wurden für die weiteren Auswertungen nicht berücksichtigt.

Die stationäre Durchflussmessmethode über die Wasserstandsmessungen ergab eine mittlere Abweichung der einzelnen Durchflusswerte von der genaueren temporären Durchflussüberprüfung von -20 % an RÜB 1 und -17 % an RÜB 2 (siehe Ergebnisse der Durchflussüberprüfung im Anhang C). An beiden Becken wurden die Durchflüsse somit unterschätzt. Die Messungengenauigkeit der Wasserstandsmessung selbst beträgt nach

Herstellerangaben vergleichbarer Geräte etwa 1 % bei der reinen Wasserstandsmessung. Dieser Messfehler ist in den rund 20 % Abweichung der stationären von der temporären Durchflussermittlung bereits enthalten. Der Messfehler der temporären Durchflussmessung als Referenzwert wird dabei vernachlässigt. Bertrand-Krajewski et al. (2003) geben für Abflüsse bei einer detaillierteren Unsicherheitsbetrachtung inklusive Unsicherheitsfortpflanzung eine Unsicherheit von 20 % bei der Durchflussmessung an.

Eine weitere Quelle für Unsicherheiten ist die Ermittlung der Überlaufmenge mittels der Überstauhöhe über das Wehr und der Poleni-Formel (siehe Gleichung (4.1)). Hierbei herrscht die gleiche Messungenauigkeit von etwa 1 % bei der reinen Messung des Wasserstands. Dazu kommt, dass der Wasserstand an den Überlaufwehren mit einer Länge von 7,95 m und 11,70 m aufgrund der Schräganströmung nicht überall gleich ist und sich um einige Zentimeter entlang der Wehrkante unterscheiden kann. Die Lage der Wasserstandsmessung kann somit die Überstauhöhe und damit auch direkt das Überlaufvolumen deutlich beeinflussen. Zusätzlich ist die Wehrkante selbst ist nicht als Messwehr ausgeformt. Damit ergeben sich Unsicherheiten bezüglich des Überfallbewertes.

Die Unsicherheiten der Überlaufquantifizierung lassen sich insgesamt nur schwer abschätzen und liegen in einem deutlich höheren Bereich als die der Messung des Drosselabflusses. Insgesamt handelt es sich anhand der zugrunde liegenden Daten eher um eine Abschätzung des Überlaufes als eine genaue Messung. Die Zeiträume, in denen Überläufe auftreten, sind allerdings im Vergleich zur Gesamtmessdauer mit 0,1 % und 1,7 % Anteil an der Gesamtmessdauer sehr gering. Auch die Anzahl der Überlaufereignisse ist mit 10 an RÜB 1 und 25 an RÜB 2 eher gering. Eine Überstauhöhe von 10 cm wird an RÜB 1 nur in etwa 15 % der Gesamtüberlaufzeit, an RÜB 2 in etwa 7 % überschritten. Die Überstauhöhen liegen während des Überlaufes somit meist in einem niedrigen Bereich in Schwellennähe (siehe Abb. 5.57). Nichtsdestotrotz sind auch bei kurzzeitigem Auftreten gerade die Überlaufereignisse für die Bewirtschaftung der Speicherräume von zentraler Bedeutung.

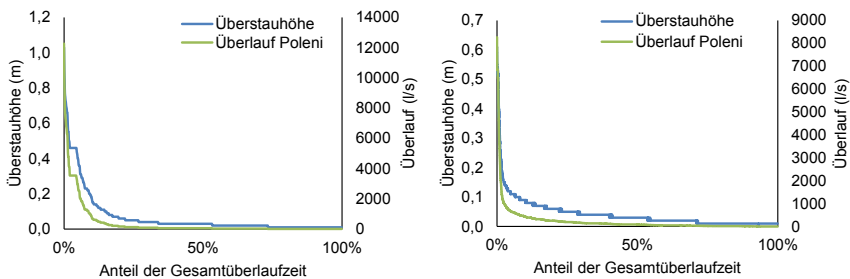


Abb. 5.57: Dauerlinien der Überstauhöhen und Abflüsse am RÜB 1 (links) und RÜB 2 (rechts)

Auch die Berechnung des Beckenzu- und Ablaufes unterliegt Unsicherheiten. Der Zu- und Ablauf zu der Speicherkammer wurde über Gleichung (4.2) anhand der Differenz des Füllvolumens berechnet. Der Füllstand der RÜB wurde über eine Wasserstandsmessung erfasst, die, wie bereits beschrieben, einer direkten Messunsicherheit von 1 % unterliegt. Das Füllvolumen bei einem gegebenen Wasserstand unterliegt bei der direkten Umrechnung des prozentualen Füllstands in ein prozentuales Füllvolumen, wie es im Rahmen dieser Studie durchgeführt wurde, ebenfalls Unsicherheiten aufgrund der Beckengeometrien. Diese schwanken mit der aktuellen Füllhöhe des Beckens stark und sinken mit zunehmenden Beckenfüllstand allerdings gegen 0 (siehe Tab. A.1 und Tab. A.2).

Die Gesamtzulaufberechnung erfolgte über eine Zulauf-Ablaufbilanzierung (siehe Kapitel 4.4.2). Durch kleinere zeitliche Verschiebungen durch die Fließzeiten zwischen den unterschiedlichen Messstellen und die stoßweise Füllung und Leerung der RÜB aufgrund des verzögerten Ansprechens der Füllstandssonden in den Speicherkammern während des Beginns der Beckenfüllung entstanden dadurch zeitliche Abweichungen, die ebenfalls Auswirkungen auf die Gesamtunsicherheiten haben.

Unsicherheiten der Qualitätsmessungen

Die Abflussqualität wurde im Rahmen dieser Studie online mit Spektrometersonden erfasst. Dabei wurden aus den Absorptionsspektren mittels einer lokalen Kalibrierfunktion direkt Äquivalenzkonzentrationen für AFS, CSB, CSBf und Nitrat berechnet.

Caradot et al. (2013) beschreiben große Unsicherheiten von 30 % bis 45 % für CSB-Gesamtfrachten in Mischwasserüberläufen bei Verwendung der globalen Kalibrierung. Gamerith (2011) stellte Abweichungen der Einzelmesswerte von bis zu 50 % bei Verwendung unkalibrierter Spektrometersonden zur CSB-Messung und bis zu 100 % für AFS fest. Die Messunsicherheiten (näherungsweise wie in Caradot et al. (2013) direkt aus der Standardabweichung der Kalibrierfunktion bestimmt) für die AFS-Konzentrationswerte im Zulauf des LFKW Büsnau (siehe Kapitel 5.2.2) lagen vor der lokalen Kalibrierung bei 29 %.

Diese 29 % aus dem Zulauf des LFKW-Büsnau sind zwar nicht direkt auf das Untersuchungsgebiet übertragbar, da Mischwasser in verschiedenen Einzugsbieten unterschiedliche Zusammensetzungen aufweist. Auch der Untersuchungsort hinter dem Rechen ist im Zulauf des LFKW sicherlich besonders günstig, was auch die geringen Abweichungen der Messungen bereits vor der Sondenkalibrierung erklären kann. Da es sich aber um die im Untersuchungsgebiet verwendeten Sonden handelt, liefern sie dennoch einen ersten Anhaltswert für die Größenordnung der Unsicherheit bei der Online-Qualitätsmessung an geeigneten Messstellen in Mischwassermatrizes.

Des Weiteren können durch die Online-Qualitätsmessung auch Unsicherheiten umgangen werden. Bei einer herkömmlichen Beprobung eines Niederschlagsereignisses kommen häufig automatische Probenehmer zum Einsatz. Die Auswertung der Messkampagne im Zulauf des LFKW Büsnau zeigte allerdings, dass trotz sorgfältiger Installation des Probenehmers teilweise sehr große Abweichungen zu den Labordaten auftraten.

So hat der Probenehmer die AFS-Konzentration durchschnittlich um 46 % überschätzt. Die Dynamik der Konzentrationsverläufe wurde aber trotzdem gut abgebildet.

Unsicherheiten bei der Ereignisauswertung und Spülstoßberechnung

Sowohl die beschriebenen hydrometrischen Unsicherheiten als auch die Unsicherheiten bei der Qualitätsmessung haben einen Einfluss auf die Spülstoßberechnung. Zusätzlich ist die Zuordnung der Niederschlagsereignisse zu den zugehörigen Einstauerereignissen ebenfalls mit Unsicherheiten behaftet. Die Trennung der einzelnen Niederschlagsereignisse muss insbesondere bei langen Niederschlägen mit niedrigen Intensitäten und Regenspauzen einheitlich erfolgen. Dass die Niederschlagszuordnung in dieser Arbeit an beiden Becken den gleichen Regeln folgte und somit im Rahmen dieser Auswertungen konsistent ist, zeigt Abb. E.18 im Anhang E.

Die Auswertung von Spülstoßereignissen selbst ist ebenfalls unsicher. Nach Hochedlinger (2005) liegt die Schwierigkeit bei der Spülstoßauswertung bei der Festlegung von Ereignisanfang und -ende. Seine Auswertungen zeigten ebenfalls, dass der größte Unsicherheitsfaktor bei Spülstoßauswertungen in der Konzentrationsmessung liegt. Aufgrund der Normierung bei der herkömmlichen Spülstoßauswertung mittels M(V)-Diagrammen wirken sich Fehler in der Ablaufmessung in geringerem Umfang aus.

Um die Auswirkungen der Unsicherheiten bei der Durchflussmessung auf die Spülstoßindizes zu untersuchen, wurden die Spülstoßindizes für den Installationszeitraum der temporären Durchflussprüfung zusätzlich mit den genaueren Durchflusswerten berechnet.

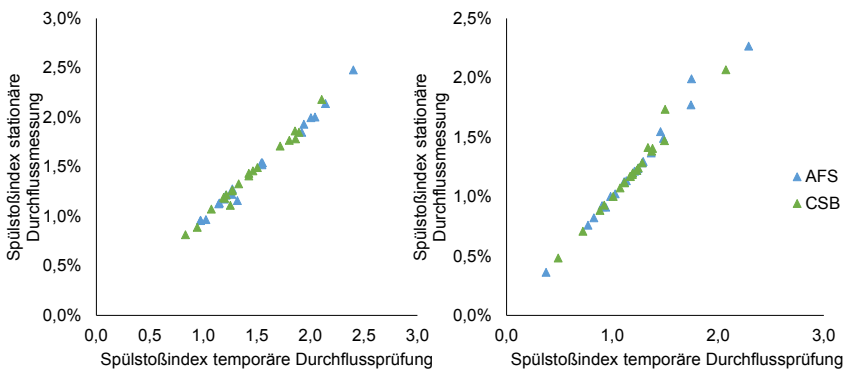


Abb. 5.58: Spülstoßindizes berechnet über Zulaufvolumina aus stationärer Durchflussmessung gegen Spülstoßindizes aus temporärer Durchflussprüfung am RÜB 1 (links) und RÜB 2 (rechts)

Abb. 5.58 zeigt die Korrelation der mittels temporärer Durchflussprüfung ermittelten Spülstoßindizes für AFS und CSB mit denen aus der stationären Durchflussmessung ermittelten SI am RÜB 1 (links) und RÜB 2 (rechts). Die beiden unterschiedlich ermittelten SI zeigen an beiden Becken einen sehr engen Zusammenhang mit Bestimmtheitsmaßen von 0,98 am RÜB 1 und 0,99 am RÜB 2. Am RÜB 1 liegt die mittlere Abweichung zwischen den mit den unterschiedlichen Durchflüssen ermittelten SI für AFS bei 1,6 % und für CSB bei 1,4. Die SI werden durch die stationäre Messung leicht unterschätzt.

Am RÜB 2 liegen die durchschnittlichen Abweichungen bei 1,5 % bzw. 1,6 %. Die SI werden leicht überschätzt. Bei den ausgeprägten Spülstößen wird der lineare Zusammenhang am RÜB 2 etwas schwächer. Dies zeigt, dass die Ereignisse mit besonders ausgeprägten Spülstößen insgesamt etwas unsicherer sind. Insgesamt sind die Abweichungen zwischen den mittels Durchflussprüfung und stationärer Messung ermittelten Spülstoßindizes allerdings sehr gering.

Die Abweichungen der absoluten Ereignisfrachten unter Verwendung der unterschiedlichen Durchflussmessdaten sind hingegen sehr groß. Am RÜB 1 sind die Abweichungen größer als am RÜB 2 und betragen bis zu 45 % der Gesamtereignisfracht. Am RÜB 2 werden Abweichungen zwischen den Ereignisfrachten von bis zu 13 % erreicht. Ein Trend, dass die Abweichungen bei größeren Ereignissen höher sind, ist nicht erkennbar. Die absoluten Frachten sind somit sehr viel unsicherer als die relativ auf das Gesamtvolumen bezogenen Spülstoßindizes. Ursache hierfür ist, dass die Verläufe der Abflussmessungen trotz der absoluten Abweichungen hinreichend gut wiedergegeben werden. Die Normierung auf die Gesamtereignisfracht sorgt somit für die geringen Auswirkungen auf den SI selbst.

Die Auswirkung einer beispielhaften Nachkalibrierung der Online-AFS-Konzentrationen auf die Spülstoßindizes mittels der im Zulauf des LFKW Büsnau gewonnenen Kalibrierfunktion (siehe Kapitel 5.2.2) ist in Abb. 5.59 dargestellt. Die Verteilung der unkalibrierten Ausgangsdaten und der nachkalibrierten Daten unterscheiden sich kaum. Der Mittelwert der AFS-Spülstoßindizes lag für die Ausgangsdaten am RÜB 1 bei 1,4 und am RÜB 2 bei 1,27. Diese Werte verschieben sich mit der angewandten Kalibrierfunktion auf 1,58 und 1,37. Die Wertespanne der SI wird insgesamt etwas größer. Der Zusammenhang zwischen den Ausgangsdaten und den nachkalibrierten Daten ist mit Bestimmtheitsmaßen der linearen Korrelation am RÜB 1 von 0,79 und am RÜB 2 von 0,91 hoch.

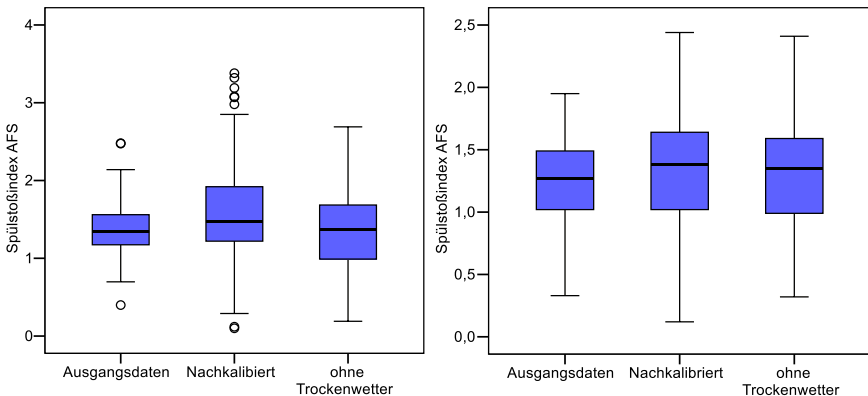


Abb. 5.59: Spülstoßindizes für AFS mit Ausgangsdaten, nachkalibrierten Daten und um Trockenwetterabfluss bereinigt am RÜB 1 (links) und RÜB 2 (rechts)

Für die Berechnung der Spülstoßindizes wurde der Trockenwetterabfluss nicht abgezogen. Genau genommen müsste der Beitrag der Trockenwetterverschmutzung bei jedem Niederschlagsereignis abgezogen werden, um nur den Einfluss des Niederschlagsereignisses auf den Spülstoß zu berechnen. Die Auswirkung dieser Ungenauigkeit in der Berechnung der ursprünglichen Spülstoßindizes wurde evaluiert, indem auch die Spülstoßindizes abzüglich des Trockenwetterabflusses und dessen Verschmutzung berechnet wurden. Die Verteilung dieser SI ist ebenfalls in Abb. 5.59 dargestellt. Auch hier ließen sich keine gravierenden Abweichungen von den ursprünglichen SI feststellen.

5.4.6 Zusammenfassende Diskussion zur Charakterisierung der Ereignisse

Die Messdaten der beiden RÜB zeigen ein sehr unterschiedliches Entlastungsverhalten. RÜB 2 läuft im Untersuchungszeitraum deutlich häufiger. Dies ist im Untersuchungsgebiet der Tatsache geschuldet, dass das Gewässer, in das das RÜB 1 einleitet, als sensibler eingestuft wird und daher im Vergleich zum Gewässer an RÜB 2 geschont werden soll. Die ungleichmäßige Überlaufverteilung ist somit ein gewünschtes Ergebnis der Speicherbewirtschaftung. Wäre eine Gesamtminimierung der Emissionen das Ziel der Kanalnetzbewirtschaftung, würde dieses ungleichmäßige Überlaufverhalten auf ein deutliches Optimierungspotenzial bei der Einstellung der Drosselabflüsse hindeuten.

Die Verteilung der Niederschläge im Gebiet ist homogen. Das aus der Ungleichmäßigkeit der Niederschlagsverteilung resultierende Steuerungspotenzial ist somit eher gering.

An beiden RÜB ist der erste Abflussmillimeter mit der größten Feststofffracht belastet. Ein Rückhalt dieses ersten Abflussmillimeters ist an beiden Becken gegeben.

Die Auswertungen der gemessenen Konzentrationsganglinien im Zusammenhang mit den hoch aufgelösten Durchflussdaten zeigen eine leichte Tendenz zum Spülstoß von AFS an beiden untersuchten Becken. An RÜB 1 sind die Spülstöße etwas ausgeprägter als an RÜB 2, was aufgrund der des kleineren Einzugsgebiets an RÜB 1 dem zu erwartenden Systemverhalten entspricht. Insgesamt sind im gesamten Untersuchungszeitraum nur wenige Ereignisse mit ausgeprägter Spülstoßcharakteristik aufgetreten. Die Fracht-Volumenverteilung im Ereignisverlauf ist relativ homogen.

Die gängigen Modellvorstellungen zur Spülstoßausprägung konnten anhand der vorliegenden Daten für die untersuchten Gebiete widerlegt werden. Die Intensität der Spülstoßausprägung zeigte wenig bis keine Anhängigkeiten von in den Modellvorstellungen als Einflussfaktoren angenommenen Modellparametern wie Dauer der vorangegangenen Trockenwetterperiode oder Intensität des Niederschlags. Deletic (1998) sowie Métadier und Bertrand-Krajewski (2012) kamen zu ähnlichen Ergebnissen bei der Untersuchung von Spülstoßausprägungen im Oberflächenabfluss. Andere Studien konnten hingegen statistisch signifikante Zusammenhänge zwischen Spülstoßausprägung und Niederschlagscharakteristiken im Mischsystem nachweisen (z. B. Gupta und Saul 1996; Morgan et al. 2017). Launay (2017) stellte keinerlei Korrelationen zwischen Niederschlagscharakteristika und den Konzentrationen verschiedener Schadstoffe fest.

Gooré Bi et al. (2015) hingegen fanden hingegen signifikante Korrelationen von mittleren Ereigniskonzentrationen im Mischsystem vor allem mit der Dauer der vorangegangenen Trockenwetterperiode. Die Ergebnisse der eigenen Untersuchungen im Kontext mit den Ergebnissen internationaler Studien legen somit nahe, dass die in den Modellvorstellungen angenommenen Zusammenhänge nicht in allen Untersuchungsgebieten tatsächlich vorhanden sind.

Auch Modellkonstanten von herkömmlichen Qualitätsmodellen, wie maximale Akkumulation auf oder Abtrag von der Gebietsoberfläche waren im untersuchten Datensatz nicht vorhanden. Dies deutet daraufhin, dass eine Simulation der Abflussqualität nicht möglich ist.

Messdaten hingegen geben, wenn sie hinreichend geprüft sind, das tatsächliche Verhalten der EZG wieder. Diesen Vorteil bei der Verwendung von Messdaten sehen auch van Daal et al. (2017). Die Auswertungen der beiden Untersuchungsstellen haben gezeigt, dass eine Parametrisierung der Modelle nicht möglich ist und das reale Systemverhalten in Schmutzfrachtsimulationen somit nicht hinreichend abgebildet werden kann.

5.5 Zwischenfazit zur Auswertung der Messdaten

Die Sammlung und Auswertung hoch aufgelöster Online-Messdaten liefert wertvolle Informationen für die optimale Bewirtschaftung der Speicherräume und über das Steuerungspotenzial in Kanalnetzen.

Die Gegenüberstellung binärer Informationen über das Stattfinden von Beckenüberläufen an verschiedenen Stellen im System wie in Abb. 5.41 kann als erste Auswertung zeigen, ob ein Optimierungspotenzial für das System vorhanden ist und ob eine weitere Datenauswertung lohnenswert erscheint. Treten an den RÜB im Vergleich sehr unterschiedliche Ereigniszahlen auf, ohne dass einem der beiden Gewässer, ein besonderer Schutz zukommen soll, liegt keine optimale Auslastung der vorhandenen Speichervolumina, wie sie nach ATV-A 128 vorgesehen ist, vor und kommt es zu höheren Emissionen in die Gewässer als nötig. Eine Veränderung der Drosseleinstellungen ist dann ratsam.

Die Auswertung der Niederschlagssummen bis zum Überlauf an den einzelnen Bauwerken wie in Abb. 5.42 macht ebenfalls ein mögliches Optimierungspotenzial auf anschauliche Weise sichtbar. Unterscheiden sich die Grenzniederschläge bis zum Überlauf an den verschiedenen Becken im System, sind die gewählten Drosseleinstellungen nicht optimal. Dies gilt, wenn beide Gewässer als ökologisch und hydraulisch gleichwertig zu betrachten sind und ein gleichmäßiges Überlaufverhalten das Ziel des Kanalnetzbetriebs darstellt.

Liegen Niederschlagsdaten an verschiedenen Messstellen im System vor, können diese verwendet werden, um eine erste Einschätzung des Potenzials einer dynamischen Steuerung im System abzuschätzen. Doppelsummenanalysen oder Korrelationen der Tagesniederschlagssummen an den verschiedenen Stationen im Gebiet wie in Abb. 5.4 sind dazu gut geeignet. Bei einer sichtbaren Inhomogenität der Niederschlagsvertei-

lung ist ein Steuerungspotenzial vorhanden. Auch bevorzugte Zugrichtungen der Niederschlagsfelder, die ebenfalls in Steuerungsalgorithmen berücksichtigt werden können, können anhand räumlich aufgelöster Niederschlagsdaten identifiziert werden.

Eine Prognose von Spülstoßausprägungen anhand von Niederschlags- und Trockenwettercharakteristika der vorangegangenen Niederschlagsereignisse ist nicht in jedem Einzugsgebiet möglich. Gängige Modellzusammenhänge zwischen Spülstoßausprägung und Niederschlags- und Trockenwettercharakteristika können nicht grundsätzlich unterstellt werden ohne dies durch Messungen zu belegen.

Qualitätsmodelle sind oftmals nicht in der Lage, die hochkomplexen und teilweise stochastischen Prozesse bei der Niederschlags-Abflusssimulation und im Kanalnetz hinreichend genau nachzubilden. Auf reinen Qualitätssimulationen basierende Betriebsentscheidungen sind somit höchst unsicher. Die Wirkung von Bewirtschaftungsstrategien auf die Gewässerqualität kann auf Grundlage der Ergebnisse von Qualitätssimulationen nicht erfasst werden.

Online-Qualitätsmessungen und darauf basierende Auswertungen unterliegen zwar selbst teilweise großen Unsicherheiten, insbesondere bei der Verwendung globaler Kalibrierungen der Spektrometersonden, bieten aber gegenüber Qualitätsmodellen den Vorteil, dass die reale Dynamik im Ereignisverlauf wiedergegeben wird. Wenn es also nicht um die Berechnung absoluter Frachten geht, sondern um die Bestimmung von Abflussanteilen, die verschmutzter als andere im Ereignisverlauf sind, sind Online-Qualitätssonden gut geeignet. Die Information über die verschmutzteren Abflussanteile kann bei der Entwicklung von Betriebsstrategien gezielt verwendet werden, um einen guten Gewässerschutz zu gewährleisten.

6 Messdatenbasierte Simulation

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der messdatenbasierten Simulation des fiktiven idealen Einzugsgebiets aus Kapitel 4.6.1 beschrieben.

Zur Untersuchung der generellen Anwendbarkeit der Methodik und Überprüfung der Plausibilität der Ergebnisse werden in diesem Abschnitt zunächst die Ergebnisse der datenbasierten Simulation des Rumpfsystems unter Verwendung verschiedener Berechnungsmethoden verglichen. Im Anschluss daran folgen die Ergebnisse der statischen Drosseloptimierung sowie die Evaluation verschiedener Steuerungsstrategien anhand messdatenbasierter Simulation. Abschließend folgt eine Unsicherheitsbetrachtung.

Aufgrund der Relevanz des Parameters AFS in Hinblick auf die Gewässerqualität und dessen Zuverlässigkeit bei der Online-Messung werden bei der datenbasierten Simulation nur die abfiltrierbaren Stoffe als einziger qualitativer Parameter ausgewertet.

6.1 Ergebnisse Referenzszenario

Als Referenzszenario zum Vergleich der Effektivität der verschiedenen Optimierungsszenarien dienen die Systemergebnisse mit statischem flächengewichtetem Drosselabfluss, die im Folgenden näher beschrieben werden. Eine Gewichtung des Drosselabflusses über die undurchlässige Fläche entspricht der korrekten Bemessung nach allgemein anerkannten Regeln der Technik (ATV 1992), bei der die Regenabflussspende q_r gleichmäßig im System angesetzt wird. Der flächengewichtete Drosselabfluss wurde über die Niederschlags-Abflussbeziehung bestimmten Flächen ermittelt.

Nach Kapitel 5.4 ergibt sich die angeschlossene undurchlässige Fläche am RÜB 1 zu 17,29 ha und am RÜB 2 zu 54,36 ha. Mit einem Mischwasserzufluss zur Kläranlage Q_M von 241 l/s ergibt sich damit ein spezifischer Drosselabfluss im System von 3,36 l/(s·ha) und somit ein Drosselabfluss am RÜB 1 von 58 l/s und ein Drosselabfluss am RÜB 2 von 183 l/s für das Referenzszenario. Für die Schwankungsbreite der technischen Genauigkeit der Drosseln wird ein Wertebereich von jeweils $\pm 10\%$ angenommen. So gibt beispielsweise auch die kommunale Selbstüberwachungsverordnung in Nordrhein-Westfalen (SüwV-kom NRW 2019) einen zulässigen Messfehler von 10 % bezogen auf den Momentanwert in einem Messbereich zwischen 10 % und 100 % des maximalen Durchflusses als zulässig an.

Tab. 6.1: Überprüfung der Volumen- und Frachtbilanzen der messdatenbasierten Simulation

	Volumen (m ³)	AFS Fracht (kg)
Gesamtzufluss Inputganglinien	3309274	386521
Summe Auslässe SWMM	3339404	389665
Differenz	30130	3144
Differenz prozentual	0,91 %	0,81 %

Volumen- und Frachtbilanzen wurden über den gesamten Simulationszeitraum betrachtet eingehalten ($\sum \text{Input} \approx \sum \text{Output}$, siehe Tab. 6.1). Das Vorgehen bei der gangli-nienbasierten Simulation eines Rumpfnetzes erscheint somit unter Verwendung des gewählten Kinematic Wave-Berechnungsansatzes zulässig. Das System verhält sich plausibel, eine messdatenbasierte Systemsimulation kann erfolgreich durchgeführt werden.

Damit es zu keinem Verschwinden von Volumen Fracht aus dem simulierten Gesamtsystem kommt, ist es wichtig, dass keine Überläufe aus dem System (Flooding) auftreten, da das austretende Volumen sowie die austretende Fracht für die weitere Simulation verloren ist und nicht mehr berücksichtigt wird. Im gesamten Simulationszeitraum wurde ein einmaliges Flooding am Überlauf des RÜB 1 mit einem austretenden Volumen von 284 m³

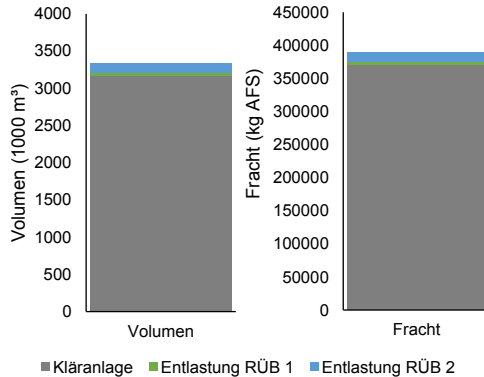


Abb. 6.1: Verteilung der Volumina und Frachten bei datenbasierter Simulation mit flächengewichtetem Drosselabfluss

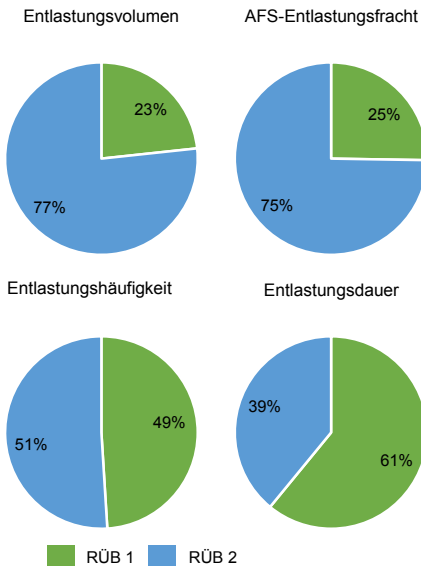


Abb. 6.2: Verteilung von Entlastungsvolumen, -fracht, -häufigkeit und -dauer bei datenbasierter Simulation mit flächengewichtetem Drosselabfluss

und einer Dauer von vier Minuten festgestellt. Dies entspricht einem Anteil von 0,01 % des Gesamtzulaufvolumens im System und stellt damit einen vernachlässigbar geringen Anteil dar. Die Verteilung der Volumina und AFS-Frachten über die Systemauslässe an der Kläranlage und an den Überläufen von RÜB 1 und RÜB 2 ist in Abb. 6.1 dargestellt. An den RÜB wurde keine Eliminationsleistung für Feststoffe angesetzt. Das Zulaufvolumen der Kläranlage entspricht dem emittierten Volumen der Kläranlage. Die Feststoff-Zulauf-fracht der Kläranlage kann jedoch nicht mit der Ablauffracht für AFS der Kläranlage gleichgesetzt werden, da die Feststoffe in der Kläranlage zu einem großen Anteil eliminiert werden.

Insgesamt traten am RÜB 1 in den 16 Simulationsmonaten bei der messdatenbasierten Simulation im Referenzszenario 25 Entlastungsereignisse auf, RÜB 2 lief 26 Mal über. Die Trennzeit zwischen den Überlaufereignissen beträgt in allen im gesamten Kapitel 6 folgenden Simulationsauswertungen sechs Stunden. Die Entladungsdauer am RÜB 1 betrug 151 Stunden, am RÜB 2 97 Stunden. Dies entspricht 0,92 % bzw. 0,59 % der Gesamtsimulationszeit.

Es wurden 5,5 % des Gesamtzulaufvolumens und 5,2 % der Gesamtfracht an AFS im Simulationszeitraum über die Überläufe der beiden RÜB entlastet. Den größeren Beitrag zur Gesamtentlastung lieferte der Überlauf des größeren RÜB 2. Abb. 6.2 zeigt die Anteile der einzelnen RÜB an den Gesamtentlastungskenngrößen. 77 % des an den RÜB entlasteten Volumens und 75 % der entlasteten Fracht wurde am RÜB 2 emittiert. Die Entlastungshäufigkeit ist annähernd gleichmäßig verteilt, während RÜB 1 zu 61 % der Gesamtüberlaufzeit beiträgt. Die größeren Überlaufvolumina und -frachten bei ähnlichen Entladungsdauern- und Häufigkeiten sind auf die größere angeschlossene Fläche und das verhältnismäßig niedrigere spezifische Speichervolumen (bezogen auf die aus N-A-Bilanzen berechneten Einzugsgebietsflächen) am RÜB 2 zurückzuführen.

Flow Routing

Unter Verwendung von des Kinematic Wave-Berechnungsansatzes ergaben sich die geringsten Abweichungen zwischen den als direkter Zulauf eingegebenen Messdaten und dem an drei Systemauslässen (Überlauf RÜB 1, Überlauf RÜB 2 und Kläranlage). Die Wahl des Routing-Mode in SWMM kann deutliche Auswirkungen auf die Simulationsergebnisse haben. Die Modellberechnungen in dieser Arbeit wurden mit dem Kinematic Wave-Ansatz durchgeführt, da hinreichend kurze Rechenzeiten nötig sind für multiple Optimierungsläufe und im idealen System Rückstaueffekte o. Ä. nicht auftreten sollen. Bei der Verwendung der drei in SWMM vorgegebenen Berechnungsmethoden ergaben sich die folgenden Ergebnisse:

Mit Steady Flow Routing, also dem einfachen Transport der Abflusswelle durch das Leitungsnetz und dem Kinematic Wave Ansatz wurden für die ursprünglichen Drosselabflüsse im Netz von $Q_{Dr,1} = 126$ l/s und $Q_{Dr,2} = 115$ l/s sehr ähnliche Ergebnisse erzielt. Es ergaben sich für beide Berechnungsansätze 10 Überlaufereignisse am RÜB 1 und 47 Überlaufereignisse am RÜB 2. Auch die an den jeweiligen Becken emittierten Volumina und Frachten unterschieden sich kaum (siehe Abb. 6.3). Das Gesamtvolumen an den Systemauslässen (Überlauf RÜB 1+ Überlauf RÜB 2+Kläranlage) unterschied sich um nur 1 %. Die Gesamt-AFS-Fracht im System wies allerdings eine Abweichung von 15 % zwischen Steady-State und Kinematic Wave-Berechnung auf. Diese Abweichung wurde auch beim Continuity Error bei der Steady State-Berechnung angezeigt. Somit scheint die Steady State-Berechnungsmethode zur Evaluierung der Frachten beim messdatenbasierten Ansatz nicht geeignet.

Mittels Dynamic Wave-Ansatz wurden 7 Überlaufereignisse am RÜB 1 und 29 Überlaufereignisse am RÜB 2 generiert. Für alle Dynamik Wave-Berechnungen mussten die Zulaufleitungen zu RÜB 1 und RÜB 2 auf 100 m verlängert werden, da im ursprünglichen System massive Überflutungen an den Zulaufknoten verzeichnet wurden und der Großteil des Zulaufvolumens somit direkt wieder aus dem System verschwand. Der

Unterschied im Gesamtablaufvolumen zu den mit Kinematic Wave berechneten Ergebnissen beträgt 5 %. Beim Überlaufvolumen an den RÜB laufen mittels Dynamic Wave 12 % weniger Volumen über (siehe Abb. 6.3). Die Gesamtfracht, die aus dem System abfließt, unterschied sich um 32 %. Somit sind relevante Unterschiede zwischen diesen beiden Berechnungsverfahren vorhanden. Der Unterschied zwischen dem in das System als Ganglinie eingefügten Volumen und dem Gesamtvolumen an den Systemauslässen mittels Dynamic Wave lag bei 6 %, bei Kinematic Wave hingegen bei nur 1 %. Insgesamt liefert die Berechnung mittels Kinematic Wave somit die stabileren Berechnungsergebnisse für den messdatenbasierten Simulationsansatz und wurde daher für alle weiteren Simulationen verwendet.

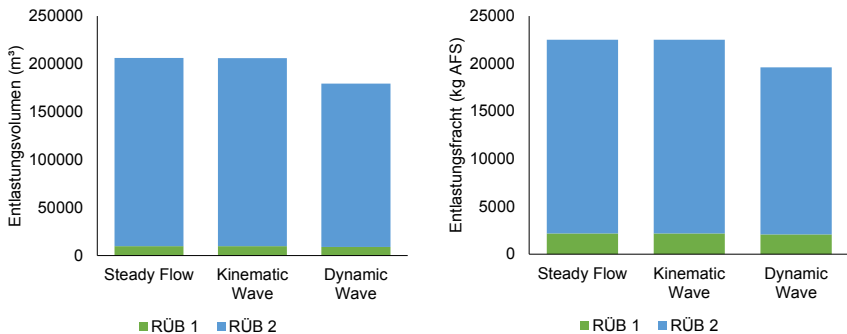


Abb. 6.3: Einfluss verschiedener Flow Routing-Verfahren auf Entlastungsfracht (links) und Entlastungsvolumen (rechts)

Vergleichssimulationen mit Einzugsgebietsflächen

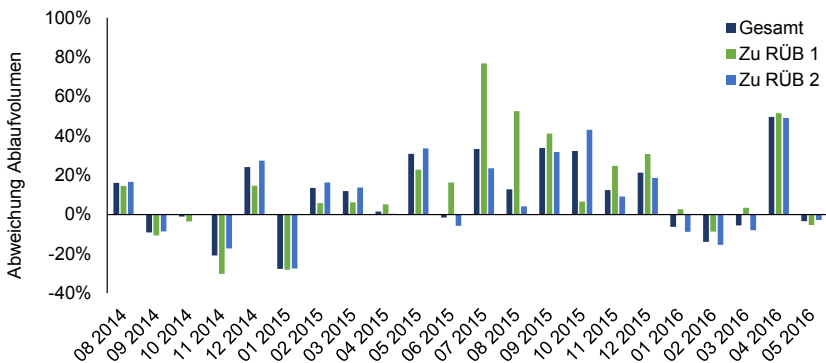


Abb. 6.4: Monatsweise Abweichungen zwischen gemessenen Abflüssen und vollständig simulierten Abflüssen insgesamt, im Zulauf des RÜB 1 und im Zulauf des RÜB 2

Bei der vollständigen Simulation des Einzugsgebiets mit gemessenen Niederschlagsdaten als Inputdaten ergaben sich in der Gesamtbilanz sehr geringe Abweichungen zwischen den Messdaten der Systemabflüsse aus den Einzugsgebieten und dem Abflussvolumen von den beiden Einzugsgebieten, die durch SWMM berechnet wurden. Der

Unterschied zwischen den Messdaten und den simulierten Ablaufvolumina betrug weniger als 1,5 % bei Verwendung der ursprünglichen Drosselabflüsse im Netz von $Q_{Dr,1} = 126 \text{ l/s}$ und $Q_{Dr,2} = 115 \text{ l/s}$. Diese gute Übereinstimmung für ein unkalibriertes System ist zum einen darauf zurückzuführen, dass die implementierten Flächen durch die Bestimmung deren Größe mittels Niederschlags-Abfluss-Bilanzierung sehr genau bekannt waren.

Zum anderen werden die Abweichungen jedoch größer, wenn nicht mehr der Gesamtsimulationszeitraum, sondern einzelne Zeitabschnitte betrachtet werden (siehe Abb. 6.3). Hier wurden monatliche Abweichungen der Zuflüsse von bis zu 77 % im Zulauf des RÜB 2 im Juli 2015 erreicht. Im Schnitt betragen die Abweichungen 13 % am RÜB 1 und 9 % am RÜB 2. Eine

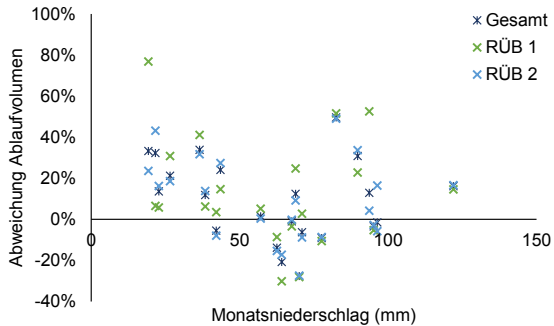


Abb. 6.5: Monatsweise Abweichungen zwischen gemessenen Abflüssen und vollständig simulierten Abflüssen gegen Monatsniederschlagssumme

Abhängigkeit der Abweichungen der Abläufe von der Monatsniederschlagssumme ist nicht erkennbar.

Denkbar wäre eine größere Abweichung bei höheren oder niedrigen Niederschlagssummen gewesen, die von einem systematischen Fehler bei der Bestimmung der Flächenparameter hätte zeugen können. Dies ist jedoch wie in Abb. 6.5 gezeigt, nicht der Fall. Bei der Gesamtfracht ergeben sich allerdings erhebliche Abweichungen von über 1000 % im Vergleich zu den Messdaten. Dies liegt primär an den unkalibrierten Akkumulations- und Abtragsprozessen aus den Einzugsgebieten und zeigt deutlich die massiven Unsicherheiten, denen eine Schmutzfrachtsimulation unterliegt.

Die Überlaufereignisse, die mittels messdatenbasierter Simulation generiert wurden, stimmen in der gleichen Größenordnung mit den direkt aus den Messdaten ermittelten Überlaufereignissen überein wie die vollständig simulierten Daten. Sieben von 12 Ereignissen wurden am RÜB 1 korrekt getroffen, 47 von insgesamt 79 Überlaufungen am RÜB 2. Die Abweichungen zwischen den Überläufen der messdatenbasierten Simulation und den direkt aus den Messdaten bestimmten Überlaufungen sind zum einen die fehlende Berücksichtigung von Rückstau im realen System, zum anderen wurde das reale System zeitweise volumenabhängig gesteuert. Das heißt, die Drosselabflüsse lagen nicht dauerhaft konstant bei 126 l/s am RÜB 1 und 115 l/s am RÜB 2. Da keine detaillierten Informationen zu den Steuerungszeiträumen vorlagen konnte dies im messdatenbasierten Referenzszenario nicht berücksichtigt werden. Dies ist für die weiteren Auswertungen nicht weiter bedeutsam, da als Referenzszenario das ungesteuerte System angesetzt wird.

Tab. 6.2: Überprüfung der Volumen- und Frachtbilanzen der messdatenbasierten Simulation

Becken	Mit aus den Messdaten übereinstimmende Kalendertage mit Überlauf		Gesamtzahl Kalender- tage mit Überlauf di- rekt aus Messdaten
	Messdatenbasierte Simulation	Vollständige Simulation	
RÜB 1	7	7	12
RÜB 2	47	47	79

Die Abweichungen zwischen der vollständig simulierten Gesamtfracht und der gemessenen Fracht ist dagegen sehr hoch. Die Gesamtfracht, die im vollständig simulierten System über die Auslässe entlastet wird, ist etwa 40 % größer als die im System gemessene Fracht. Dies unterstreicht die trotz der guten Datengrundlage großen Unsicherheiten bei der Schmutzfrachtsimulation.

6.2 Statische Drosseloptimierung

Zur Überprüfung der Ergebnisse der automatischen Optimierung mittels Simulated Annealing in Matlab wurden zunächst die Drosselabflüsse der beiden RÜB im System manuell variiert und die Auswirkungen auf die Systememissionen (Volumen und Feststofffracht) untersucht. Anschließend wird diskutiert, welche Datengrundlage für die automatische Systemoptimierung nötig ist, welche Vor- und Nachteile sich gegenüber der vollständigen hydrologischen Simulation der Einzugsgebiete ergeben und welche Einflussgrößen das Optimierungspotenzial im Netz bestimmen.

6.2.1 Systemverhalten

Abb. 6.6 und Abb. 6.7 zeigen die Emissionen an den einzelnen RÜB und die Gesamtemissionen im System abhängig vom Drosselabfluss am RÜB 1. Der Drosselabfluss am RÜB 2 ergibt sich korrespondierend aus der folgenden Berechnung:

$$Q_{Dr,2} = 241 \text{ l/s} - Q_{Dr,1} \quad (6.1)$$

Mit

$Q_{Dr,2}$ = Drosselabfluss RÜB 2 (l/s)

$Q_{Dr,1}$ = Drosselabfluss RÜB 1 (l/s)

Während sich das Gesamtentlastungsvolumen nur wenig ändert, ist eine deutliche Änderung der Emissionen an den einzelnen RÜB bei unterschiedlichen Drosselabflüssen sichtbar (siehe Abb. 6.6). Für Entlastungsfracht, -volumen und -dauer sind eindeutige Minima bei einzelnen Drosselabflüssen erkennbar (Minima dunkel eingefärbt in Abb. 6.7). Für die Anzahl an Entlastungsereignissen ist kein eindeutiges Minimum bei einer gewählten DrosselEinstellung erkennbar. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Anzahl der Entlastungsereignisse keine stetige Größe ist und mit Veränderung der Drosselabflüsse stufenweise variiert. Dies führt zu mehreren optimalen Kombinationen der beiden Drosselabflüsse hinsichtlich der Ereignisanzahl.

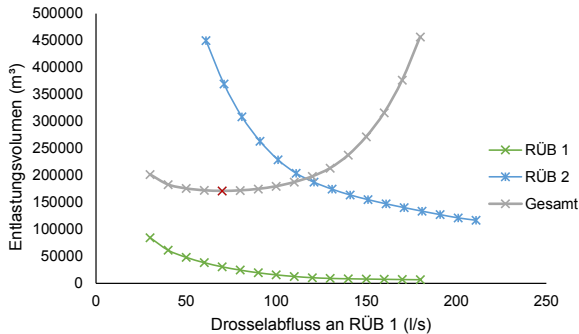


Abb. 6.6: Änderung der Überlaufvolumina in Abhängigkeit des Drosselabflusses am RÜB 1; flächengewichteter Drosselabfluss rot markiert

Das minimale Entlastungsvolumen wird bei einem Drosselabfluss am RÜB 1 von 70 l/s erreicht, die minimale Entlastungsfracht wird bei einem sehr ähnlichen Drosselabfluss am RÜB 1 von 66 l/s erreicht. Dies unterstützt die in Kapitel 5.4 gewonnenen Erkenntnisse, dass die Fracht- und Volumencharakteristik im System relativ gleichmäßig ist. Die minimale Entlastungsdauer sowie niedrige Ereignisanzahlen werden bei Drosselabflüssen von RÜB 1 im Bereich von 78 l/s erreicht. Somit unterscheiden sich die Optimierungsergebnisse hinsichtlich Entlastungsdauer von denen hinsichtlich Fracht und Volumen.

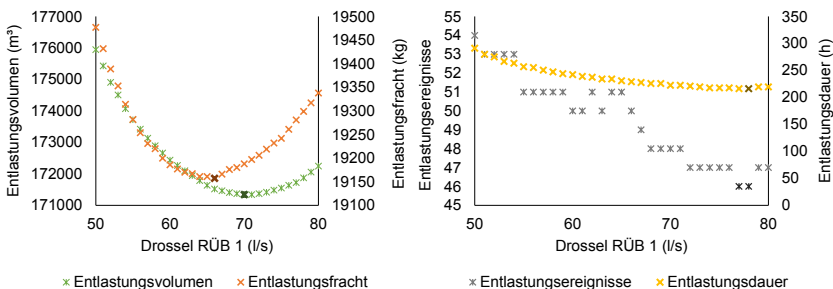


Abb. 6.7: Ergebnisse der manuellen Systemoptimierung hinsichtlich Entlastungsvolumen und -fracht (links) sowie Entlastungsereignissen und -dauer (rechts)

Abb. 6.8 verdeutlicht den Zusammenhang zwischen Entlastungsfracht und -volumen mit Entlastungsdauer bei verschiedener Verteilung der Drosselabflüsse an den beiden RÜB. Das Minimum der Entlastungsfracht und des Entlastungsvolumens ist weiterhin erkennbar und stimmt nicht mit den minimalen Entlastungsdauern überein. Damit bestätigt sich die Hypothese aus Kapitel 5.4, dass eine Minimierung hinsichtlich Entlastungsdauer nicht in einer Minimierung des Entlastungsvolumens resultiert (siehe Abb. 5.19 und Abb. 5.32). Da die relevante Kenngröße für das Gewässer, in das die Entlastungen eingeleitet werden, nicht die Dauer der Entlastung ist, sollte bei einer Optimierung die Entlastungsfracht bzw. das Entlastungsvolumen als Zielgröße gewählt werden.

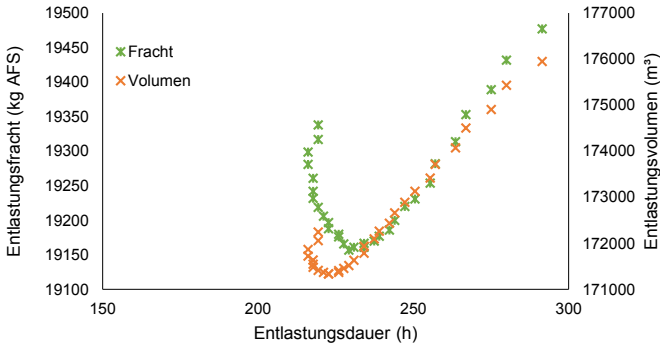


Abb. 6.8: Entlastungsdauer gegen Entlastungsfracht und Entlastungsvolumen bei unterschiedlichen Drosselabflüssen

Die Auswirkung der Änderung des Drosselabflusses auf die Gesamtentlastungsvolumina und -frachten sowie auf die an den einzelnen Becken emittierten Volumina und Frachten ist in Abb. 6.9 dargestellt. Die Drosselabflüsse an den beiden Becken von -30 % bis +15 % rufen Veränderungen im emittierten Gesamtvolumen von bis zu 3 % hervor. Die Änderung der Gesamtemissionen ist bei unterschiedlicher Verteilung der Drosselabflüsse auf die beiden Becken somit relativ gering. Bei Betrachtung der Änderung der Emissionen an einem einzelnen Becken stellen sich insbesondere am RÜB 1 jedoch große Unterschiede der Emissionen ein. Eine Verringerung des Drosselabflusses um 28 % am RÜB 1 erhöht das Entlastungsvolumen am RÜB 1 um 57 %.

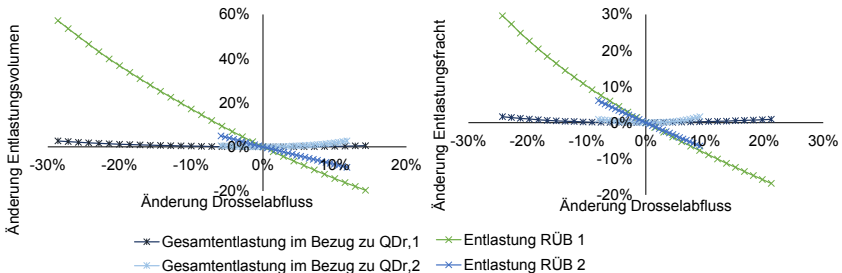


Abb. 6.9: Änderung der Zusammensetzung von Entlastungsvolumen (links) und Entlastungsfracht (rechts) abhängig von der Änderung des Drosselabflusses

Die Verteilung der Emissionen der beiden Becken auf die annähernd gleichen Gesamtemissionen unterscheidet sich somit bei unterschiedlichen Drosselabflüssen signifikant. Dies kann einen starken Einfluss auf das einzelne Gewässer haben. Daher sollten neben den Gesamtemissionen aus dem System auch immer die Entlastungsmengen und -frachten an den einzelnen Becken betrachtet werden und als Nebenbedingung in der Optimierung berücksichtigt werden, wenn die Gewässer dies erforderlich machen.

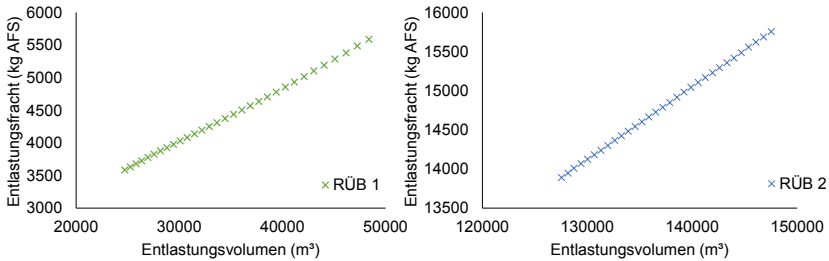


Abb. 6.10: Entlastungsvolumen gegen Entlastungsfracht am RÜB 1 (links) und RÜB 2 (rechts) bei unterschiedlichen Drosselstellungen

Der Zusammenhang der Entlastungsfracht und des Entlastungsvolumen am RÜB 1 und RÜB 2 bei unterschiedlichen Drosselstellungen im System ist in Abb. 6.10 dargestellt. An beiden RÜB ist der Zusammenhang zwischen entlasteter Fracht und entlastetem Volumen mit Bestimmtheitsmaßen über 0,999 sehr stark. Für den Zusammenhang zwischen Gesamtentlastungsvolumen und Gesamtentlastungsfracht an beiden RÜB (siehe Abb. 6.11) überlagern sich die in Abb. 6.10 sichtbaren Geraden und die Korrelation wird niedriger ($R^2=0,66$). Den stärkeren Einfluss auf die Gesamtentlastung hat das größere RÜB 2.

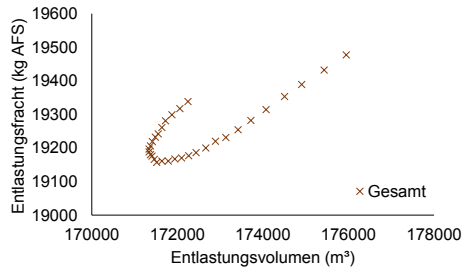


Abb. 6.11: Gesamtentlastungsvolumen gegen Gesamtentlastungsfracht bei unterschiedlichen Drosselstellungen

6.2.2 Automatische Systemoptimierung

Die mittels Simulated Annealing ermittelten Drosselabflüsse der messdatenbasierten Simulation sind in Tab. 6.3 dargestellt. Nach etwa 200 automatischen Optimierungsläufen war der Optimierungsalgorithmus beim optimalen Drosselabfluss für die jeweilige Zielgröße angelangt (siehe Abb. F.21).

Tab. 6.3: Mittels Simulated Annealing ermittelte optimale Drosselabflüsse für unterschiedliche Optimierungszielgrößen

Zielgröße Minimierung	Drosselabfluss RÜB 1 (l/s)	Drosselabfluss RÜB 2 (l/s)
Entlastetes Volumen	70	171
Entlastete Fracht	66	175
Gesamtentlastungsdauer	78	163

Im Vergleich zum Referenzszenario mit flächengewichtetem Drosselabfluss können bei den auf das Entlastungsvolumen optimierten Drosselabflüssen (im Folgenden auch volumenbasierte Optimierung) bis zu 0,9 % des Entlastungsvolumens und 0,3 % der Entlastungsfracht eingespart werden (siehe Abb. 6.13). Eine Drosseloptimierung hinsicht-

lich Überlaufdauer (dauerbasierte Optimierung) kann maximal 3 % der Gesamtüberlaufdauer einsparen. Am RÜB 1 werden bei der auf Überlaufvolumen optimierten Drossel-einstellung im Vergleich zum Referenzszenario 16 % der emittierten Fracht und 24 % des emittierten Volumens eingespart. Am RÜB 2 werden 6 % mehr Volumen bei 5 % mehr Fracht entlastet.

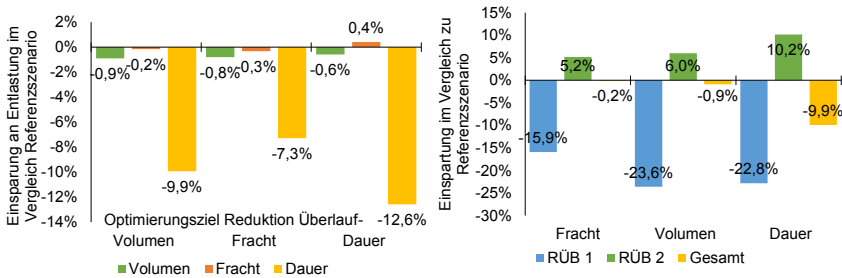


Abb. 6.12: Einsparung im Vergleich zum Referenzszenario mit flächengewichteten Drosselabflüssen in Abhängigkeit des Optimierungsziels (links) und Veränderung der emittierten Fracht, des emittierten Volumens und der Überlaufdauer an beiden RÜB bei Optimierung hinsichtlich Überlaufvolumen im Vergleich zu Referenz zu Referenz mit flächengewichteten Drosselabflüssen (rechts)

Abb. 6.13 zeigt die Verteilung der Entlastungskenngrößen auf die beiden RÜB mit auf Gesamtvolumen optimierten Drosselabflüssen. Im Vergleich zu Abb. 6.2 ist erkennbar, dass die Emissionen nicht gleichmäßiger über das System verteilt werden. Eine Optimierung auf möglichst gleichgroße Entlastungsanteile ist bei unterschiedlich großen angeschlossenen abflusswirksamen Flächen somit keine optimale Zielgröße. Deutlich wird dies ebenfalls an Abb. 6.14, in der die flächenspezifischen Entlastungsvolumina und -frachten an beiden Becken dargestellt sind. Bei Verwendung einer flächengewichteten Drossel-einstellung („Fläche“) ähneln sich die spezifischen Entlastungskenngrößen am meisten. Die Unterschiede werden bei der Optimierung auf Gesamtentlastungsvolumen und -fracht zwischen den Becken größer.

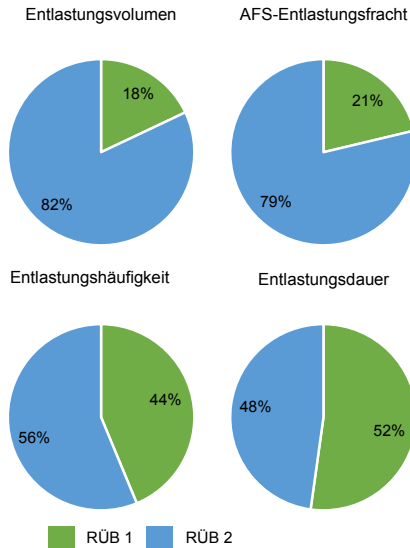


Abb. 6.13: Verteilung von Entlastungsvolumen, Entlastungsfracht, -häufigkeit und -dauer bei messdatenbasierter Simulation mit volumenoptimiertem Drosselabfluss

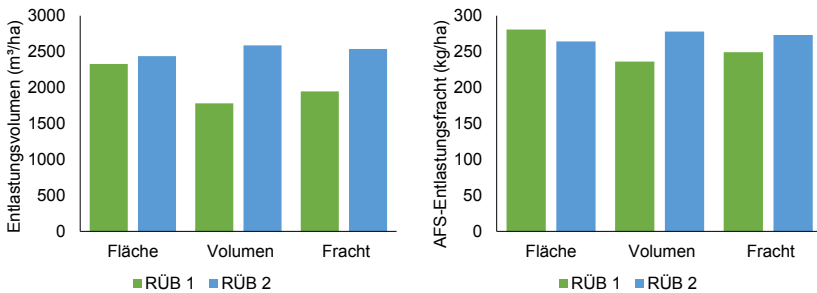


Abb. 6.14: Spezifisches Entlastungsvolumen (links) und spezifische Entlastungsfracht (rechts) pro angeschlossene undurchlässige Fläche an beiden RÜB für flächengewichteten Drosselabfluss (Fläche), volumenoptimierten Drosselabfluss (Volumen) und frachtoptimierten Drosselabfluss (Fracht)

Robustheit der Optimierungsergebnisse: Benötigte Zeitreihenlänge

Bei einer messdatenbasierten Systemoptimierung ist die Länge der benötigten Messdatenreihe, um stabile Optimierungsergebnisse zu erhalten von besonderer Bedeutung. Aus diesem Grund wurde das System zeitabschnittsweise optimiert.

Abb. 6.15 zeigt die Optimierungsergebnisse für unterschiedliche zugrunde liegende Messdatenzeitreihen hinsichtlich Entlastungsvolumen und -fracht.

Die Gesamtentlastung nimmt mit zunehmender Länge der Messdatenzeitreihe ab. Der Drosselabfluss an den beiden RÜB nähert sich dem idealen Drosselabfluss für den Gesamtbetrachtungszeitraum von 70 l/s am RÜB 1 und 171 l/s am RÜB 2 an.

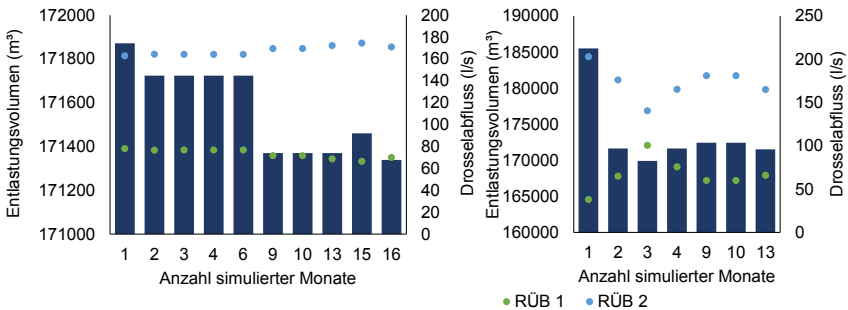


Abb. 6.15: Änderung des Ergebnisses der volumen- (links) und frachtbasierten Optimierung auf Entlastungsvolumen mit der Länge der Datengrundlage

Das Ergebnis der Optimierung hinsichtlich der emittierten AFS-Gesamtfracht (im Folgenden auch frachtbasierte Optimierung) hängt sehr viel stärker vom verwendeten Messdatenzeitraum ab als das der volumenbasierten Optimierung. Eine volumenbasierte Optimierung liefert somit robustere Ergebnisse. Mit zunehmender Messdatenlänge nähern sich die Optimierungsergebnisse der fracht- und volumenbasierten Optimierung aneinander an.

Zusätzlich wurden Ein- und Viermonatsabschnitt aus dem Gesamtzeitraum ausgeschnitten und einzeln hinsichtlich Entlastungsvolumen optimiert. Die Ergebnisse sind in Abb. 6.16 dargestellt. In rot ist das Ergebnis der Optimierung des gesamten Messdatenzeitraums mit einer Spannweite der technischen Drosselgenauigkeit von 10 % dargestellt. Die blauen Säulen stellen den Mittelwert der optimierten einzelnen Zeitabschnitte dar. Blaue Fehlerbalken zeigen die Standardabweichung der Optimierungsergebnisse der einzelnen Zeitabschnitte.

Bei der monatsweisen Optimierung werden Drosselabflüsse am RÜB 1 zwischen 47 l/s und 101 l/s als Ergebnis erzielt. Der Mittelwert liegt bei 68 l/s mit einer Standardabweichung von 20 l/s. Am RÜB 2 liegt die Spannweite der Drosselabflüsse zwischen 140 und 194 l/s bei einem Mittelwert von 173 l/s. Besonders schlechte Simulationsergebnisse lieferten der Oktober 2014 sowie April, Juni und August 2015. Für die einzelnen Monatsabschnitte liegt am RÜB 1 die Spannweite der Standardabweichungen der

Drosselabflüsse deutlich außerhalb der technischen Drosselgenauigkeit. Für die viermonatigen Zeitabschnitte nähert sich die Spannweite an die technische Drosselgenauigkeit an und liegt nur leicht außerhalb. Am RÜB 2 liegt die Spannweite der Standardabweichungen bereits nach einem Monat im technischen Schwankungsbereich der Drosselabflüsse, nach vier Monaten liegt sie sogar deutlich innerhalb.

Ein Optimierungszeitraum von vier Monaten scheint somit robuste Ergebnisse für optimale DrosselEinstellungen zu liefern. Da aber nicht allein die Länge der Messdatenreihe für das Optimierungsergebnis ausschlaggebend ist, sondern insbesondere das Auftreten von Niederschlags- bzw. und Überlaufereignissen in diesem Zeitraum wurden weitere Untersuchungen durchgeführt, um eine Mindestanzahl dieser für stabile Optimierungsergebnisse zu bestimmen.

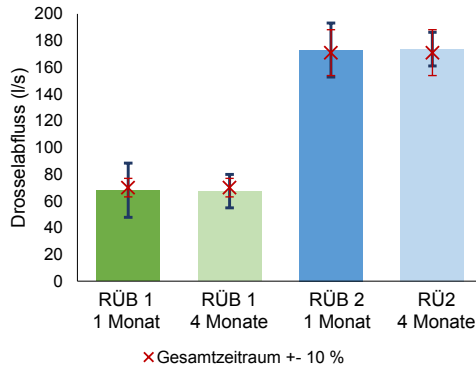


Abb. 6.16: Einfluss der Länge der zugrunde liegenden Messdatenzeitreihe auf das Optimierungsergebnis

In Abb. 6.17 ist der Einfluss der Anzahl der Überlaufereignisse, Niederschlagsereignisse, sowie des mittleren Ereignisniederschlags auf das volumenbasierte Optimierungsergebnis für die optimierten Einmonatsabschnitte dargestellt. Die Anzahl der Überlaufereignisse beider Becken im System variiert zwischen einem und neun Überlaufereignissen und zeigt keinen eindeutigen systematischen Einfluss auf das Optimierungsergebnis. Die Hypothese, dass je mehr Überlaufereignisse in dem jeweiligen Zeitraum vorliegen, desto besser das Optimierungsergebnis, bestätigt sich nicht. Stattdessen liefern die Zeitabschnitte mit den meisten Überlaufereignissen besonders schlechte Optimierungsergebnisse. Dies könnte darauf hindeuten, dass durchschnittliche Zeiträume bessere Ergebnisse liefern als extreme Zeiträume mit vielen Überläufen. Aber auch einer der Zeiträume mit durchschnittlicher Überlaufanzahl (im Simulationszeitraum 3) liefert eines der schlechtesten Optimierungsergebnisse. Die Anzahl der Überlaufereignisse scheint somit keine gute Beurteilungsgrundlage für die Güte des zugrunde liegenden Messdatenzeitraums zu sein. Zeiträume ohne Überlauf führen allerdings zu keinem Optimierungsergebnis. Mindestens ein Systemüberlauf muss also vorliegen, um eine Optimierungsgrundlage zu haben.

Auch bei der Anzahl der Niederschlagsereignisse im Optimierungszeitraum zeigt sich kein eindeutiges Bild. Auch hier liefern die beiden Zeitabschnitte mit den meisten Niederschlagsereignissen keine guten Optimierungsergebnisse. Der Zeitraum mit der niedrigsten Ereignisanzahl liefert ebenfalls kein zufriedenstellendes Ergebnis. Das größte Einsparungspotenzial weisen dagegen bis auf wenige Ausnahmen mittlere Niederschlagsereigniszahlen zwischen 9 und 12 Niederschlagsereignissen auf. Eine mittlere durchschnittliche Niederschlagscharakteristik scheint somit die besten Optimierungsergebnisse zu liefern.

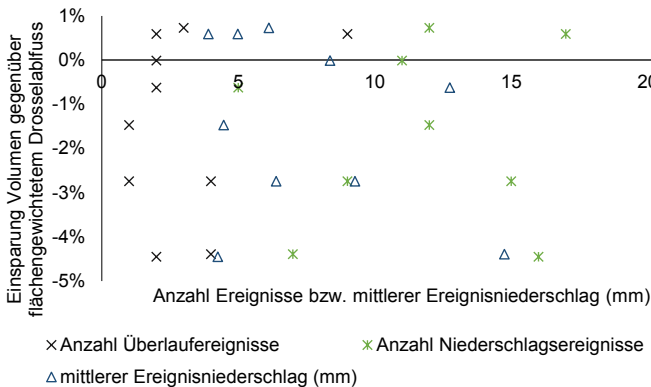


Abb. 6.17: Einfluss der Anzahl der Niederschlagsereignisse und mittlerer Ereignisniederschläge auf das Optimierungsergebnis

Der mittlere Ereignisniederschlag im Optimierungszeitraum zeigt den stärksten Einfluss auf die Güte des Optimierungsergebnisses; je höher der mittlere Ereignisniederschlag, desto besser das Optimierungsergebnis. Somit sind weder die Anzahl der Niederschlagsereignisse noch der Gesamtniederschlag allein verantwortlich für die Repräsentativität des gewählten Zeitabschnittes, sondern ein Zusammenspiel aus beiden Größen.

Zur weiteren Untersuchung, welche Größen bestimmend für die Güte des Optimierungsergebnisses sind wurden die monatlichen Verteilungen von Niederschlagssumme, Niederschlagsdauer und Ereignisintensitäten aufgetragen (siehe Abb. F.22, Abb. F.23 und Abb. F.24 im Anhang F). Die Monate mit besonders schlechten Optimierungsergebnissen ließen sich auch anhand dieser Verteilungen nicht eindeutig identifizieren.

Robustheit der Optimierungsergebnisse: Einfluss von Messfehlern und fehlenden Messdaten

Bei der messdatengetriebenen Drosseloptimierung werden Fehler und Unsicherheiten, die durch die hydrologische Modellierung des Systems auftreten, ausgeschlossen. Die Messdaten selbst sind allerdings ebenfalls mit Unsicherheiten und Messfehlern behaftet. So werden beispielsweise die Messdaten für den Drosselabfluss an den beiden

Becken nur indirekt über eine Wasserstandsmessung und eine Q-h-Beziehung ermittelt. Robuste Optimierungsergebnisse können mit einem messdatenbasierten Ansatz nur gewonnen werden, wenn auftretende Messfehler und -unsicherheiten keinen gravierenden Einfluss auf die Ergebnisse der Optimierung haben.

Aus diesem Grund wurden verschiedene, realistischen Messfehlern nachempfundene, Fehler auf die Ganglinien der Messdaten aufgeprägt und deren Auswirkung auf das Optimierungsergebnis evaluiert. Abb. 6.18 zeigt die verschiedenen auf die Durchflussdaten aufgeprägten Messfehler.

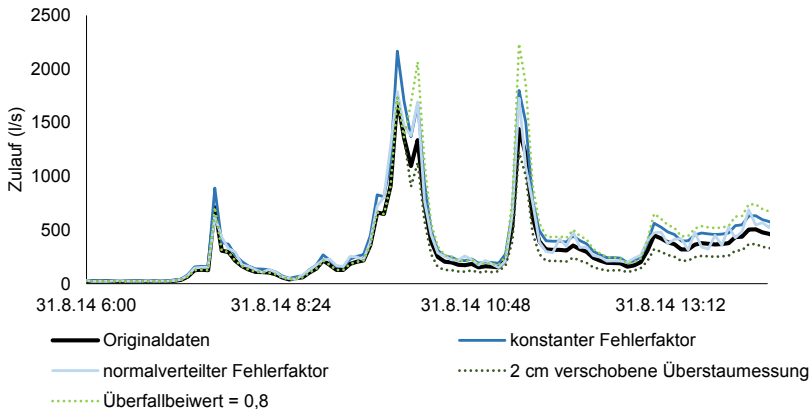


Abb. 6.18: Verschiedene auf die Durchflussmessdaten aufgeprägte Messfehler

Untersucht wurden ein konstanter Messfehler als prozentualer Faktor (Reihe „konstanter Fehlerfaktor“ in Abb. 6.18) und ein um einen Mittelwert normalverteilter Zufallsfaktor („normalverteilter Fehlerfaktor“), die auf die gesamte Zulaufganglinie angewandt wurden. Der konstante Fehlerfaktor sowie der normalverteilte Fehlerfaktor wurden aus den Auswertungen der Durchflussüberprüfung an den beiden Becken übernommen (siehe Ergebnisse der Durchflussüberprüfung im Anhang C). Für die Durchflussmessung am RÜB 1 wurde ein konstanter Fehlerfaktor von + 10 % und am RÜB 2 wurde ein konstanter Fehlerfaktor von + 20 % auf die Messdaten aufgeprägt.

Die Verteilung der prozentualen Fehler ist an beiden RÜB nicht normalverteilt, aber für eine grobe Abschätzung wurden die prozentualen Fehler künstlich mit einer Normalverteilung erzeugt und auf die gemessenen Ganglinien aufgeschlagen (Mittelwert $\mu = 7\%$ und Standardabweichung $\sigma = 34\%$ am RÜB 1 und $\mu = 17\%$ und Standardabweichung $\sigma = 14\%$ am RÜB 2). Das Aufprägen der Fehlerfaktoren auf die gesamte Zulaufganglinie ist nicht ganz sauber, da der Fehler hier dem gesamten Zulauf und nicht den Drosselabflüssen zugeschlagen wurde. Somit wurde der Fehler auch auf die mittels der Poleni-Formel ermittelten Überlaufvolumina angewandt.

Zusätzlich wurde evaluiert, welche Auswirkungen das Fehlen einer Überlaufmessung bzw. die ausschließliche Berücksichtigung des Beckenzu- und Abflaus oder der Drosselmessung (= Ablaufmessung hinter dem Drosselorgan) auf das Optimierungsergebnis hat. Solche unvollständigen Ganglinien können in realen Systemen anfallen, wenn beispielsweise keine Überlaufmessung vorliegt. Es wäre denkbar, dass diese unvollständigen Ganglinien trotzdem zur Ermittlung optimaler Drosseleinstellungen verwendet werden können, wenn diese Ganglinien das Abflussgeschehen in für die Entlastungen relevanten Zeitbereichen (z. B. während der Beckenfüllung oder oberhalb eines bestimmten Schwellenabflusses) noch repräsentativ abbilden können. Ebenso betrachtet wurden Fehler bei der Überlaufberechnung mit einem um 2 cm nach unten verschobenen Nullpunkt der Messung der Überstauhöhe am Überlaufwehr („2 cm verschobene Überlaufmessung“) sowie einem von ursprünglich 0,5 auf 0,8 veränderten Überfallbeiwert an einem der RÜB („Überfallbeiwert = 0,8“).

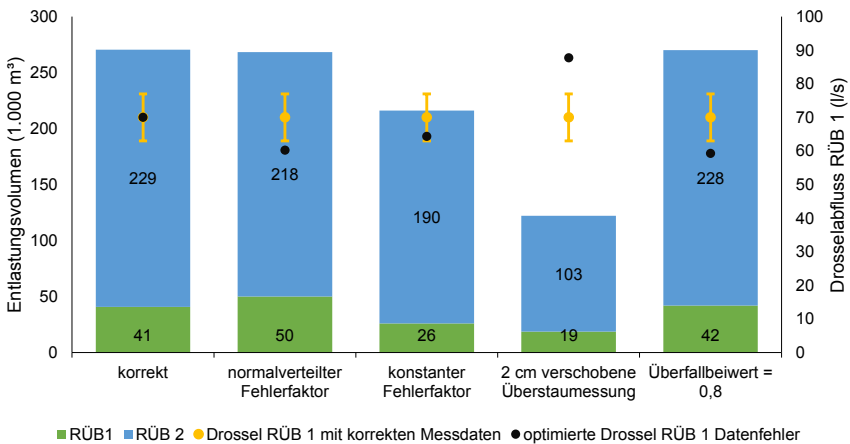


Abb. 6.19: Auswirkungen verschiedener auf die Durchflussdaten aufgeprägter Messfehler auf das Optimierungsergebnis und das Entlastungsvolumen unter Verwendung der fehlerhaften Daten

Alle Varianten mit veränderten Volumenströmen wurden hinsichtlich Minimierung der Entlastungsvolumina, alle modifizierte Qualitätsganglinien wurden hinsichtlich Minimierung der AFS-Entlastungsfracht optimiert. Fehler bei den Qualitätsdaten wurden ebenfalls betrachtet. Zunächst wurden die Sonden anhand der aus den Messungen im Zulauf des LFKW-Büsnau gewonnenen Kalibriergeraden nachkalibriert (siehe Kapitel 5.2.2).

Des Weiteren wurde basierend auf der Fehleranalyse aus den Zulaufdaten der KA-Büsnau ein Rauschen über die Messdaten gelegt. Der Fehler wurde normalverteilt um einen Mittelwert von 0 mg/l AFS mit einer Standardabweichung von 48 mg/l. Zusätzlich wurden auch die Auswirkungen eines künstlich aufgeprägten Sondendrifts in einem realistischen Wertebereich von 1 mg/l AFS pro Tag (siehe Kapitel 5.2.1) jeweils in

einem Zeitraum von vier Wochen auf die Optimierungsergebnisse untersucht. Außerdem wurde ein ungerichteter Zufallsfehler auf die Messdaten aufgeprägt.

Die untersuchten Fehlerarten haben einen deutlichen Einfluss auf die Gesamtemissionen aus dem System. So werden bei einem konstanten Fehlerfaktor an beiden RÜB im Gesamtzulauf etwa 57 % mehr Volumen und 52 % mehr Fracht emittiert als bei den ursprünglich verwendeten Daten. Eine um 2 cm verschobene Überstaumessung an beiden RÜB führt sogar zu 27 % Veränderung im Entlastungsvolumen. Die Sondenkalibrierung führt zu 23 % mehr Entlastungsfracht im Untersuchungszeitraum. Die Auswirkungen auf die Optimierungsergebnisse sind jedoch deutlich geringer (siehe Abb. 6.19).

Der mit konstantem Fehlerfaktor an beiden RÜB optimierte Drosselabfluss am RÜB 1 liegt bei 60 l/s im Vergleich zu 70 l/s bei den unveränderten Ganglinien und liegt damit nahe an einer technischen Drosselgenauigkeit von 10 %. Der Unterschied bei bezüglich emittierter Fracht und emittiertem Volumen zwischen diesen beiden Drosselabflüssen liegt bei unter 1 %. Der optimierte Drosselabfluss mit einem normalverteiltem Fehlerfaktor an beiden Becken liegt bei 64 l/s und somit noch näher am mit den Ausgangsdaten optimierten Drosselabfluss von 70 l/s.

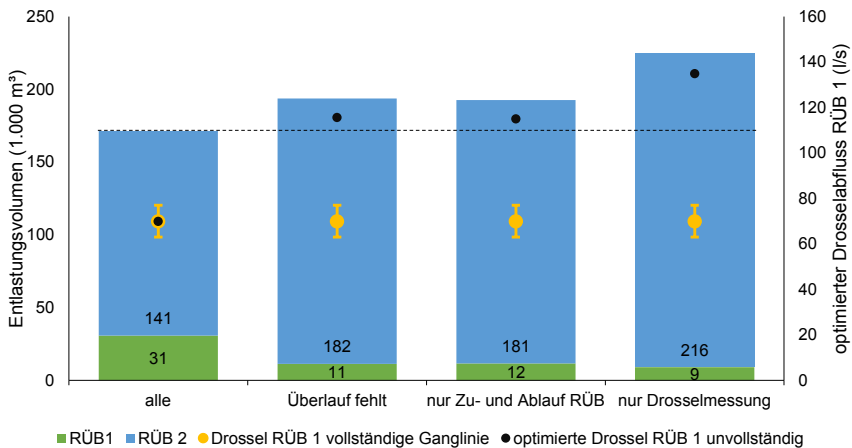


Abb. 6.20: Auswirkungen unvollständiger Zulaufganglinien auf das Optimierungsergebnis

Die Fehler in der Überstaumessung bzw. -berechnung haben einen etwas größeren Einfluss auf die Optimierungsergebnisse. Hier werden optimale Drosselabflüsse von 88 l/s am RÜB 1 (um 2 cm verschobene Überstaumessung an beiden Becken) und 59 l/s (bei einem Überfallbeiwert μ von 0,8), was zu Abweichungen im Gesamtentlastungsvolumen im Vergleich zum mit den Ausgangsdaten optimierten System von bis zu 2 % führt.

Die Verwendung unvollständiger Ganglinien als Grundlage für die Optimierung (also fehlende Überlaufmessung, oder alleinige Verwendung der Drosselmessung als Optimierungsgrundlage) liefert keinerlei sinnvolle Ergebnisse bei der Minimierung des Überlaufvolumens (siehe Abb. 6.20).

Im Vergleich zu Abb. 6.19 sind in Abb. 6.20 nicht die mit den optimierten Drosselabflüssen und den fehlerhaften Ganglinien generierten Emissionen, sondern die mit den optimierten Drosselabflüssen am System mit der vollständigen Ganglinie ermittelten Entlastungsvolumina dargestellt. Die optimalen Drosselabflüsse basierend auf unvollständigen Ganglinien liegen weit außerhalb der technischen Drosselgenauigkeit von $\pm 10\%$ (gelbe Fehlerbalken). Die optimierten Drosselabflüsse sind an beiden Becken etwa gleich. Die ungenügenden Optimierungsergebnisse sind darauf zurückzuführen, dass bei allen unvollständigen Ganglinien fast keine Überlaufereignisse mehr auftreten. Aus diesem Grund führt eine Minimierung des Überlaufvolumens zu keinen geeigneten optimalen Drosselabflüssen. Diese Problematik könnte umgangen werden, wenn bei unvollständigen Zulaufganglinien nicht mehr das Entlastungsvolumen, sondern die Beckenfüllstände oder Abweichungen der Beckenfüllstände voneinander als Optimierungszielgrößen definiert werden.

Die Ergebnisse der Systemoptimierung basierend auf unvollständigen Zulaufganglinien (Überlaufmessung fehlt, Abb. 6.21, oben; nur Beckenzu- und Ablauf berücksichtigt, Abb. 6.21 Mitte; nur Berücksichtigung des gemessenen Drosselabflusses Abb. 6.21 unten) unter Verwendung verschiedener Optimierungsziele ist in Abb. 6.21 dargestellt. Untersucht wurde die Minimierung des Überlaufvolumens wie in Abb. 6.20 sowie eine Minimierung des Beckenfüllstands beider Becken. Zusätzlich untersucht wurde die Minimierung der mittleren Abweichungen der absoluten Beckenfüllvolumina bzw. der prozentualen Beckenfüllungen voneinander zu jedem Simulationsschritt. Diese Minimierung der Abweichungen des Beckenfüllstands voneinander soll eine möglichst gleichmäßige Systemauslastung gewährleisten. Die Verwendung der Abweichungen des prozentualen Füllgrads bietet den Vorteil, dass die absolute Beckengröße das Optimierungsergebnis nicht beeinflusst und somit keine Gewichtung des Optimierungsergebnisses hinsichtlich der absoluten Beckengröße entsteht.

Die Ergebnisse der Optimierungen zeigen allerdings, dass keines der untersuchten Optimierungsziele unter Verwendung der reinen Beckenzu- und Ablaufganglinie ein zufriedenstellendes Ergebnis für die optimierten Drosselabflüsse liefern kann.

Der erste Balken in Abb. 6.21 zeigt jeweils das Optimierungsergebnis hinsichtlich der Minimierung des Entlastungsvolumens unter Berücksichtigung der vollständigen Ganglinie. Die folgenden Balken zeigen die Auswirkung der Verwendung des mittels unvollständiger Ganglinien optimierten Drosselabflusses auf die Emissionen aus dem System mit den korrekten und vollständigen Ganglinien. Die optimierten Drosselabflüsse liegen außer unter Verwendung der mittleren Differenz des prozentualen Füllstands bei Verwendung von Beckenzu- und Ablauf weit außerhalb der technischen Drosselgenauigkeit von $\pm 10\%$ und generieren somit Mehremissionen von bis zu 14 % bezogen auf das Gesamtentlastungsvolumen.

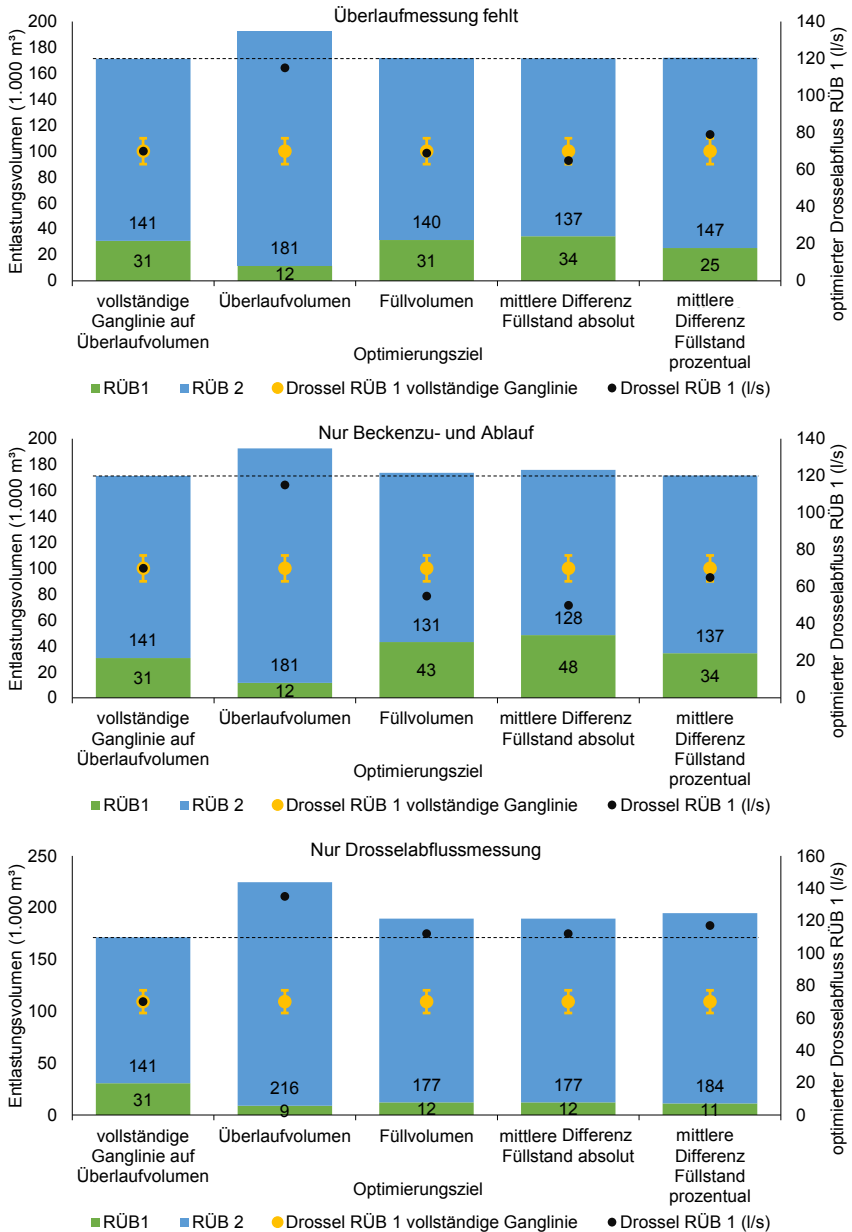


Abb. 6.21: Auswirkungen unvollständiger Zulaufganglinien auf das Optimierungsergebnis bei Verwendung verschiedener Optimierungsziele

Somit wird das relevante Systemverhalten weder bei der reinen Drosselabflussmessung noch unter alleiniger Verwendung von Beckenzu- und Ablaufmessung so wiedergegeben, dass eine Optimierung der Drosselabflüsse darauf aufbauend möglich ist.

Unter Verwendung der Zulaufganglinien ohne Überlaufmessung liefert sowohl die Optimierung hinsichtlich minimalem Beckenfüllstands als auch hinsichtlich der mittleren absoluten und prozentualen Abweichung der Beckenfüllstände voneinander Drosselabflüsse, die sehr nahe an den optimalen Drosselabflüssen unter Verwendung der Gesamtganglinien liegen. Diese Optimierungsziele könnten somit eine Alternative zur Minimierung des Überlaufvolumens darstellen, sollten keine Überlaufmessungen an einer Messstelle vorliegen. Es bleibt allerdings zu prüfen, ob dies generell auch in anderen Systemen gilt oder ob die guten Optimierungsergebnisse dieser Variante zufällig zustande gekommen sind.

Eine Nachkalibrierung der Spektrometersonde führt zu einer Änderung der optimalen Drosselabflüsse um nur 2 l/s. Dementsprechend gering ist die Änderung der Entlastungsfracht mit weniger als 0,1 %. Die Verwendung von nur global kalibrierten Spektrometersonden für Optimierungen liefert für frachtbasierte Optimierungen sehr zuverlässige Ergebnisse. Weder das Rauschen noch der künstlich eingefügte Sondendrift an beiden Becken hatten eine Auswirkung auf die frachtoptimierten Drosselabflüsse.

Bei Aufprägung der Fehler an einem einzelnen Becken sind die Unterschiede in den Optimierungsergebnissen größer. Wird zum Beispiel ein konstanter Fehlerfaktor von +20 % ausschließlich am RÜB 2 aufgeprägt, so verschiebt sich der optimale Drosselabfluss am RÜB 1 zu 55 l/s. Dies ist außerhalb der technischen Drosselgenauigkeit und kann zu bis 2 % mehr Emissionen über die Überläufe der RÜB führen. Relevanter für das Optimierungsergebnis sind somit solche Fehler, die das Verhältnis der Zielgröße im Zulauf der Becken bei Niederschlags- bzw. Überlaufereignissen beeinflussen. Gleiche Fehler auf Messdaten identischer Größenordnung beeinflussen das Optimierungsergebnis nur sehr wenig bis gar nicht.

Aus diesem Zusammenhang kann die Hypothese abgeleitet werden, dass der optimale Drosselabfluss im Gebiet bei gleichem spezifischem Speichervolumen V_S sich ausschließlich aus dem Verhältnis der beiden Zuläufe an den beiden Becken Z ergibt. Dieses sollte dann ebenfalls dem Verhältnis der angeschlossenen undurchlässigen Flächen entsprechen. Um diese Hypothese zu untersuchen, wurde bei gleichem V_S das Verhältnis der beiden optimierten Drosselabflüsse O nach Optimierung bei verschiedenen Zulaufganglinien genauer untersucht. Das Verhältnis der beiden Zulaufvolumina Z und das Verhältnis der beiden optimierten Drosselabflüsse O werden wie folgt definiert:

$$Z = \frac{V_{RÜB\ 2,zu}}{V_{RÜB\ 1,zu}} \quad (6.2)$$

$$O = \frac{Q_{Dr,RÜB\ 2}}{Q_{Dr,RÜB\ 1}} \quad (6.3)$$

Mit

$V_{RÜB\ 2,zu}$ = Gesamtzulauf aus dem Gebiet zum RÜB 2 (m^3)

$V_{RÜB\ 1,zu}$ = Gesamtzulauf aus dem Gebiet zum RÜB 1 (m^3)

$Q_{Dr,RÜB 2}$ = Drosselabfluss am RÜB 2 (l/s)

$Q_{Dr,RÜB 1}$ = Drosselabfluss am RÜB 1 (l/s)

Bei einem angenommenen linearen Verhältnis von Z und O und bei zulaufgewichteterem spezifischen Speichervolumen V_S ergibt sich für das optimale Drosselverhältnis O_{Opt}

$$O_{Opt} = Z = \frac{V_{RÜB 2, zu}}{V_{RÜB 1, zu}} = \frac{Q_{Dr,RÜB 2}}{Q_{Dr,RÜB 1}} \quad (6.4)$$

und daraus

$$Q_{Dr,RÜB 2} = Z \cdot Q_{Dr,RÜB 1} \quad (6.5)$$

Dieses erwartete Verhältnis hat sich am untersuchten System jedoch nicht ganz gezeigt. Abb. 6.22 stellt den Zusammenhang des Zulaufverhältnisses von RÜB 2 zu RÜB 1 Z und des Verhältnisses der optimierten Drosselabflüsse am RÜB 2 und RÜB 1 O_{Opt} dar.

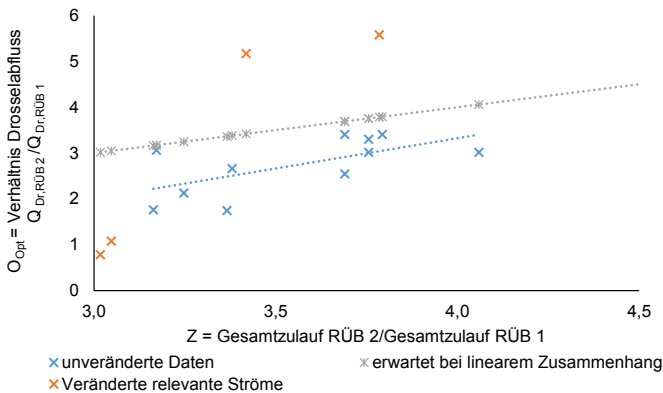


Abb. 6.22: Zusammenhang des Zulaufverhältnisses von RÜB 2 zu RÜB 1 und des Verhältnisses der optimierten Drosselabflüsse am RÜB 1 und RÜB 2

Bei den blauen Datenpunkten („unveränderte Daten“) werden alle Komponenten des Zulaufstromes berücksichtigt (Drosselabfluss, Beckenzu- und -ablauf und Beckenüberlauf). Die Zulaufströme unterscheiden sich lediglich in der Aufprägung von Fehlern auf die Ursprungsganglinien (siehe Fehler aus Abb. 6.19). Die orangenen Datenpunkte enthalten unvollständige Zuläufe, das heißt ganze Komponenten der Zulauf-Ablaufbilanzierung wurde nicht in die Zulaufberechnung mit einbezogen (siehe Abb. 6.20). Als Referenz ist ein erwarteter linearer Zusammenhang in grau dargestellt.

Der erwartete Trend ist in der Darstellung bei den blauen Datenpunkten klar erkennbar, allerdings zeigt sich der unterstellte direkt lineare Zusammenhang nicht. Dies könnte daran liegen, dass nicht das Gesamtzulaufverhältnis ausschlaggebend ist, sondern nur das Verhältnis des Abflusses bei Regenwetter, also das Zulaufverhältnis der relevanten Volumenströme. Bei einem dicht besiedelten Gebiet mit hohem Trockenwetteranfall und verhältnismäßig geringer undurchlässiger Fläche wäre das Zulaufvo-

lumen im Gesamtzeitraum besonders hoch, das relevante Abflussvolumen bei Regenwetter hingegen nicht. Dies stellt eine mögliche Erklärung für die Abweichung des beobachteten Verhältnisses von O zu Z dar. In den Zulaufganglinien findet sich dieser Zusammenhang aber so nicht wieder. Das Verhältnis des Trockenwetterabflusses aus EZG 2 zu dem aus EZG 1 liegt bei 3,17, das Flächenverhältnis der beiden EZG liegt fast identisch bei 3,14. Wäre die genannte Erklärung die alleinige Ursache für den nicht direkten Zusammenhang von O_{Opt} und Z, so hätte der Trockenwetterabfluss aus EZG 1 deutlich größer sein müssen. Auch im vollständig inklusive Einzugsgebietsflächen simulierten System ist dieser direkte Zusammenhang nicht erkennbar (siehe Abb. F.25).

Die Datenpunkte der Zulaufganglinien mit stark veränderter Charakteristik (orange in Abb. 6.22) zeigen keinen Zusammenhang mit dem Verhältnis der optimierten Drosselabflüsse. Dies zeigt, dass das relevante Zulaufverhältnis sehr wohl das Verhältnis der optimierten Drosselabflüsse mitbestimmt. Genau quantifizierbar ist dieser Effekt allerdings nicht, da zusätzlich zum reinen Volumenverhältnis auch die zeitliche Charakteristik der Niederschlagsereignisse relevant ist.

Vollständig simuliertes System

Die optimalen Drosselabflüsse am vollständig simulierten System (inklusive Abflussbildung bei der hydrologischen Niederschlags-Abflusssimulation) liegen am RÜB 1 je nach Optimierungsziel zwischen 51 und 79 l/s. Die optimierten Drosselabflüsse sind in Abb. 6.23 im Vergleich zum messdatenbasierten auf das Entlastungsvolumen minimierten Drosselabfluss dargestellt. Zusätzlich sind in der Grafik die Entlastungsvolumina für die entsprechenden Drosselabflüsse am messdatenbasierten System wiedergegeben.

Es ist erkennbar, dass die optimalen Drosselabflüsse der vollständigen Simulation deutlich außerhalb der technischen Drosselgenauigkeit liegen, wenngleich sich die Entlastungsvolumina nur geringfügig unterscheiden. Die Aufteilung der Entlastungen über die einzelnen RÜB unterscheidet sich ebenfalls signifikant.

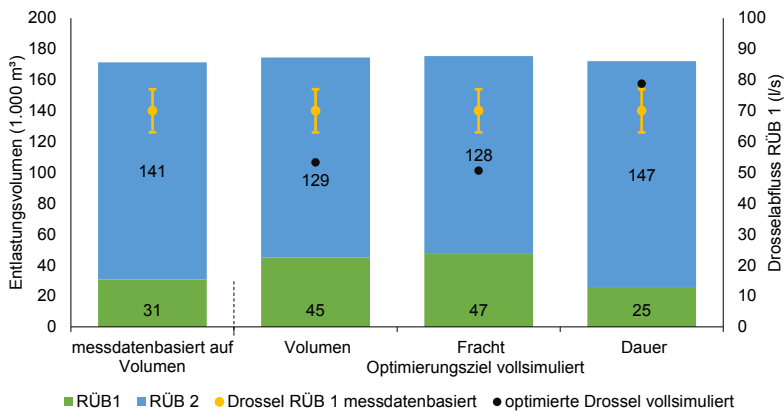


Abb. 6.23: Optimierungsergebnisse vollständig simuliertes System

Die automatische Drosseloptimierung anhand des vollständig simulierten Systems ist technisch ebenso möglich wie die am messdatenbasierten Rumpfmmodell. Die Unterschiede sind mit etwa 1 % Abweichung für Gesamtentlastungsvolumen und etwa 2 % Gesamtentlastungsfracht relativ gering. Überraschend ist das sehr ähnliche Optimierungsergebnis bei der vollständigen Systemsimulation hinsichtlich Entlastungsvolumen und -fracht, da die großen Abweichungen der absoluten simulierten Fracht von den Messdaten (siehe Kapitel 6.1) auf eine sehr schlechte Repräsentation der frachtspezifischen Vorgänge im System hindeuten.

6.2.3 Einflussgrößen Optimierungspotenzial

In welchen Systemen eine statische Drosseloptimierung sinnvoll sein kann und unter welchen Randbedingungen das Optimierungspotenzial am größten ist, sind wichtige Fragestellungen im Vorfeld von Optimierungsstudien. Um diese Fragen zu beantworten, wurden der Ausbaugrad der Kläranlage, die vorhandenen spezifischen Speichervolumina im Netz sowie verschiedene Ungleichmäßigkeiten im System strukturiert untersucht. Da eine Optimierung hinsichtlich des Entlastungsvolumens und der Entlastungsfracht sehr ähnliche Ergebnisse geliefert haben, wurden die Optimierungen in diesem Unterkapitel ausschließlich hinsichtlich Minimierung des Gesamtentlastungsvolumens durchgeführt.

Den größten Einfluss auf das Optimierungspotenzial haben die Ungleichmäßigkeit der Verteilung der angeschlossenen Flächen bzw. die der spezifischen Speichervolumina im System. Der Einfluss der Ungleichmäßigkeit der angeschlossenen undurchlässigen Flächen wurde am vollständig simulierten System untersucht, d.h. es wurde nicht die gemessenen Ganglinien als Eingangsdaten verwendet. Wie in Kapitel 6.2.2 gezeigt wurde, ist auch bei vollständiger Systemsimulation eine weitgehend zufriedenstellende Systemoptimierung hinsichtlich des Gesamtentlastungsvolumens nötig.

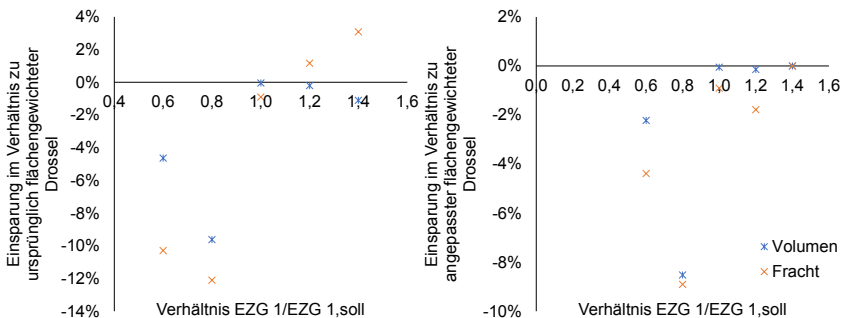


Abb. 6.24: Einfluss der Ungleichmäßigkeit der angeschlossenen undurchlässigen Fläche auf das Optimierungspotenzial bei vollständig simulierten System

Abb. 6.24 zeigt links den Einfluss von Über- und Unterentwicklung des EZG 1 (Verhältnis EZG 1/EZG 1, soll) auf die Einsparung im Verhältnis zum Entlastungsvolumen der ursprünglich flächengewichteten DrosselEinstellung (58 l/s am RÜB 1 und 183 l/s am RÜB 2). Ein Verhältnis EZG 1/EZG1,soll = 0,8 würde beispielsweise auftreten, wenn

EZG1 erst zu 80 % erschlossen ist und die tatsächliche Fläche des Einzugsgebiets somit 13,83 ha anstelle der 17,29 ha aus dem Planungszustand entsprechen würde.

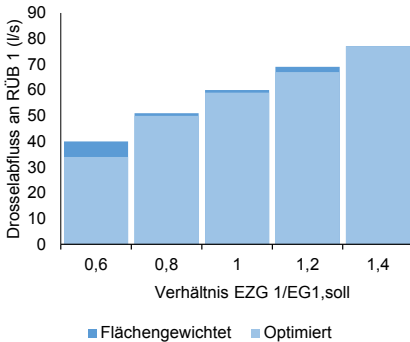


Abb. 6.25: Flächengewichtete Drosselabflüsse im Vergleich zu optimierten Drosselabflüssen im System mit unter- bzw. überentwickeltem Einzugsgebiet 1

Die Drossel ist zum Vergleich immer noch flächengewichtet auf 17,29 ha eingestellt. In diesem Fall können 10 % des Entlastungsvolumens und 12 % der Fracht durch eine Drossoptimierung eingespart werden. Der Zusammenhang zwischen der Ungleichmäßigkeit der angeschlossenen undurchlässigen Fläche und dem Einsparpotenzial nach Optimierung ist nicht eindeutig. Generell ist ein Trend erkennbar, dass mit größerer Ungleichmäßigkeit auch das Einsparungspotenzial steigt, das Einsparpotenzial bei $EZG\ 1/EZG\ 1_{soll} = 0,8$ ist jedoch niedriger als das bei 0,6.

In der rechten Grafik von Abb. 6.24 ist das Einsparpotenzial aus der linken Grafik bezogen auf einen jeweils flächengewichtet angepassten Drosselabfluss dargestellt. Das heißt im Fall des Verhältnisses von $EZG\ 1/EZG\ 2 = 0,8$ wird die Einsparung bezogen auf das System mit einem Drosselabfluss am RÜB 1 von 44 l/s und an RÜB von 197 l/s berechnet. Auch hier ist das Optimierungspotenzial mit bis zu 9 % Volumeneinsparung immer noch beachtlich. Das heißt, dass auch bei Kenntnis der Ungleichmäßigen Entwicklung im System und Anpassung der Drosselabflüsse an diese bekannte Einzugsgebietsentwicklung mitunter noch ein deutliches Systemoptimierungspotenzial bestehen kann. Ein nach angeschlossenen Flächen gewichteter Drosselabfluss führt somit nicht immer zu einem optimalen Systemverhalten.

Abb. 6.25 zeigt die flächengewichteten und die optimierten Drosselabflüsse bei verschiedenen Entwicklungszuständen des EZG von RÜB 1. Die Abweichung zwischen optimiertem und flächengewichtetem Abfluss ist am größten bei 60 % Entwicklungsstand des EZG am RÜB 1. Das Einsparungspotenzial an emittiertem Volumen ist jedoch, wie Abb. 6.24 zeigt, nicht am größten für diesen Fall.

Da in der ganglinienbasierten Simulation keine Änderung der angeschlossenen Fläche über den Flächenabfluss wie in der vollständigen Simulationsvariante nachgebildet werden kann, wurden hier Unterschiede in der Verteilung der spezifischen Speichervolumina V_s im System untersucht, um eine ungleichmäßige Gebietsentwicklung abzubilden. Ein Gebiet, in dem alle spezifischen Speichervolumina eigentlich gleichmäßig geplant sind, die Entwicklung eines Einzugsgebiets aber verzögert oder verstärkt erfolgt, verfügt letzten Endes in der Realität über eine ungleichmäßige Verteilung der spezifischen Speichervolumina. Diese Fehlverteilung der Speichervolumina kann durch die Veränderung des Volumens eines RÜB auch in der ganglinienbasierten Simulation nachgebildet werden.

Die Auswirkung verschiedener Verhältnisse der spezifischen Speichervolumina an den beiden Becken auf das Optimierungspotenzial sind in Abbildung Abb. 6.26 dargestellt. Das Verhältnis der spezifischen Speichervolumina am RÜB 2 zu RÜB 1 kann direkt in eine übermäßige Gebietsentwicklung des EZG 1 (EZG 1/EZG 1,soll)

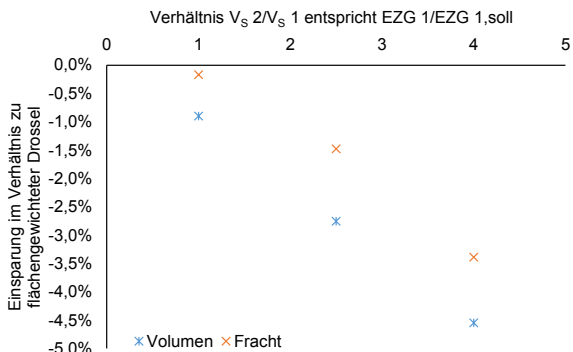


Abb. 6.26: Auswirkung unterschiedlicher spezifischer Speichervolumina V_s auf das Optimierungspotenzial

bzw. im Kehrwert in eine Unterentwicklung des EZG 2 (EZG 2,soll/EZG 2) konvertiert werden.

Im Vergleich zur Veränderung der angeschlossenen undurchlässigen Fläche in der Vollsimulation ist auffällig, dass das Optimierungspotenzial bei deutlich schieferer Ausgangslage des Systems (z. B. bis zu viermal so großes EZG 1 wie im Planungsstand) mit maximal 4,5 % Einsparung des Gesamtentlastungsvolumens moderater ausfällt. Im Falle der Vollsimulation wurden bei 80 % Erschließung des EZG 1 bis zu 9,6 % des Entlastungsvolumens bei Drosseloptimierung eingespart. Auch ist der Zusammenhang zwischen durch Optimierung eingespartem Entlastungsvolumen und eingesparter Entlastungsfracht deutlich linearer als die Ergebnisse der vollständigen Simulation. Insgesamt sind die Ergebnisse der messdatenbasierten Auswertung als verlässlicher und genauer anzusehen. Generell bleibt aber festzustellen, dass die Anpassung der Drosselabflüsse im System dazu geeignet ist, Ungleichmäßigkeiten im Gebiet, z. B. aufgrund von Unterschieden in der Entwicklung der Einzugsgebiete, auszugleichen und ein gleichmäßigeres Systemverhalten ohne bauliche Maßnahmen im Gebiet herbeizuführen und somit zu einer Reduktion der Gesamtsystememissionen zu führen.

Abb. 6.27 zeigt den Einfluss verschiedener gleichmäßig verteilter spezifischer Speichervolumina im System auf das Gesamtentlastungsvolumen (links) und das Optimierungspotenzial (links). Das Gesamtentlastungsvolumen nimmt mit zunehmenden spezifischen Speichervolumen ab. Bei einem V_s von $40 \text{ m}^3/\text{ha}$ beträgt das Entlastungsvolumen nur noch 59 % der Entlastungsmenge bei $10 \text{ m}^3/\text{ha}$. Die Einsparung der optimierten Drosselabflüsse im Verhältnis zum flächengewichteten Drosselabfluss ist im gleichmäßig ausgelegten System mit maximal 1,6 % relativ gering. Variiert wurde das spezifische Speichervolumen im Bereich von $10 \text{ m}^3/\text{ha}$ bis $40 \text{ m}^3/\text{ha}$, was einer Dimensionierung nach allgemein anerkannten Regeln der Technik (ATV 1992) entspricht.

Der Zusammenhang zwischen spezifischem Speichervolumen und Einsparungspotenzial durch Optimierung ist nicht eindeutig. Die Einsparung liegt für das Gesamtentlastungsvolumen zwischen 0,7 % und 1,6 %. Bei einem mittleren spezifischen Speichervolumen scheint das Einsparpotenzial etwas größer zu sein. Dies könnte darauf zurückzuführen sein, dass die Optimierung in besonders klein dimensionierten Systemen eine geringere Wirkung hat, da hier relativ wenig freies Volumen vorhanden ist, dass durch Änderung der Drosselabflüsse aktiviert werden kann. Bei großzügig Systemen ist so viel freies Volumen vorhanden, dass genug Puffer im System vorliegt, um ungünstige Drosselstellungen von vornherein auszugleichen. Somit ist in Systemen mit einer mittleren Systemauslegung das Optimierungspotenzial am größten.

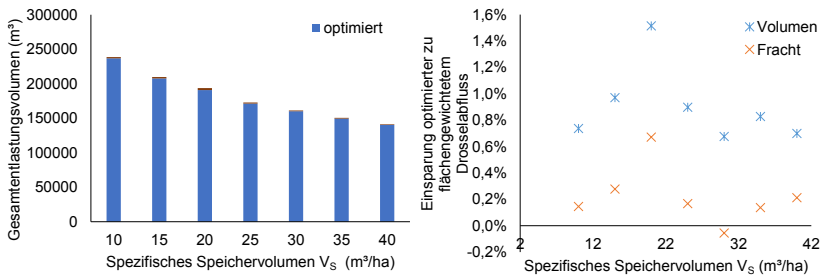


Abb. 6.27: Einfluss verschiedener gleichmäßiger spezifischer Speichervolumina im System auf Entlastungsvolumen (links) und Optimierungspotenzial (rechts)

Diese Hypothese bestätigt sich auch unter Betrachtung eines veränderten Mischwasserzuflusses zur Kläranlage Q_m . Ein höherer Mischwasserzufluss zur Kläranlage bedeutet, dass ein größerer Anteil des Oberflächenabflusses bei Niederschlagsereignissen mitbehandelt werden kann.

Der Mischwasserzufluss zur Kläranlage berechnet sich nach der Formel nach ATV-DVWK 2003 zu:

$$Q_m = f_{s,QM} \cdot Q_{s,aM} + Q_{F,aM} \tag{6.6}$$

Mit

Q_m = Mischwasserabfluss zur Kläranlage (l/s)

$f_{s,QM}$ = Faktor zur Berechnung des Schmutzwasserabflusses bei Q_m

$Q_{s,aM}$ = Schmutzwasserabfluss im Jahresmittel (l/s)

$Q_{F,aM}$ = Fremdwasserabfluss im Jahresmittel (l/s)

Der Faktor $f_{s,QM}$ liegt nach ATV-DVWK 2003 abhängig von der Einwohnerzahl der Einzugsgebiete zwischen 2 und 9.

Das größte Optimierungspotenzial zeigte eine mittlere bis niedrige Systemauslegung bei einem Schmutzwasserfaktor zwischen 6 und 10 auf. Hier lag das Einsparungspotenzial bei bis zu 1,4 % bezogen auf das Gesamtentlastungsvolumen (siehe Abb. 6.28). Bei

einem sehr niedrigen Mischwasserzufluss zur Kläranlage ist fast kein Einsparungspotenzial durch Drosseloptimierung vorhanden, ebenso wenig bei sehr großzügiger Systemauslegung mit einem Dimensionierungsfaktor von mehr als 10.

Auch die ungleichmäßige Verteilung des Niederschlags im Einzugsgebiet kann einen Einfluss auf das Optimierungspotenzial haben. Die Auswirkungen dieses Einflusses wurden am vollständig simulierten System untersucht. Dazu wurde für beide Einzugsgebiete der Niederschlag, der am RÜB 2 gemessen wurde, für die N-A-Simulation verwendet.

Betrachtet wurde nur der Zeitraum vom 01.06.2015 bis zum 26.06.2016, da nur in diesem Zeitabschnitt auch Niederschlagsdaten am RÜB 1 vorlagen. Der optimale Drosselabfluss bei Ungleichberechnung lag in diesem Zeitabschnitt bei 53 l/s für RÜB 1 und 182 l/s für RÜB 2, was dem optimalen Drosselabfluss für den Gesamtzeitraum (13.08.2014 bis

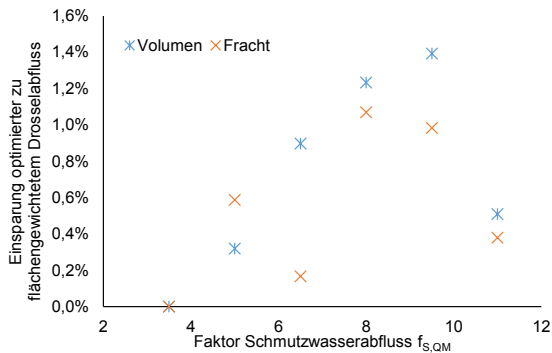


Abb. 6.28: Einfluss verschiedener Auslegungen der Kläranlage auf das Optimierungspotenzial

26.06.2014) entspricht. Unter Verwendung der beiden Niederschlagsschreiber wurden optimale Drosselabflüsse von 50 l/s am RÜB 1 und 191 l/s am RÜB 2 generiert. Die optimalen Drosselabflüsse liegen somit sehr nah beieinander und führen zu Veränderungen im Entlastungsvolumen von 0,04 % bzw. von 0,72 % bei der Entlastungsfracht. Die beiden verwendeten Niederschlagsschreiber liegen allerdings auch nur 3,7 km Luftlinie voneinander entfernt. Um eine größere Ungleichmäßigkeit beim Niederschlag berücksichtigen zu können, wurden zusätzlich Daten von weiter voneinander entfernten Niederschlagsschreibern aus anderen Einzugsgebieten verwendet.

Tab. 6.4: Kenngrößen der zur vollständigen Simulation verwendeten Niederschlagsschreiber

Variante	Entfernung der Messstationen voneinander (km)	Bestimmtheitsmaß R^2 der Tagesniederschlagssummen
Standardvariante	3,7	0,92
Fall 1	9	0,79
Fall 2	17	0,69

Im ersten Fall wurden reale Niederschlagsdaten von zwei Stationen, die etwa 9 km Luftlinie voneinander entfernt liegen verwendet und im zweiten Fall lagen die beiden Stationen sogar 17 km voneinander entfernt. Erwartungsgemäß nimmt die Korrelation

der Tagesniederschlagssummen mit zunehmender Entfernung der Messstationen voneinander ab (siehe Tab. 6.4). Das Bestimmtheitsmaß R^2 der Tagesniederschlagssummen wurde als Maßstab für die Ungleichmäßigkeit des Gebietsniederschlags verwendet, da er sich auf einer für Entlastungen relevanten Zeitskala bewegt und höher aufgelöste Korrelationen der Niederschläge (z. B. Minutenwerte oder fünfminütige Summen) keinerlei Korrelationen zwischen den Niederschlagsmessungen mehr zeigen.

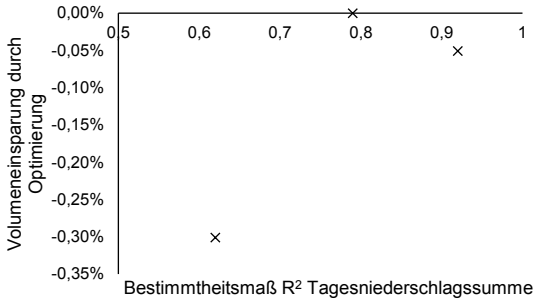


Abb. 6.29: Zusammenhang des Bestimmtheitsmaßes der Tagesniederschlagssummen der beiden Niederschlagsschreiber mit Volumeneinsparung nach Optimierung

Das Optimierungspotenzial ist mit maximal 0,3 % für Fall 2 sehr gering. Es ist kein eindeutiger Einfluss der Korrelation der Tagesniederschlagssummen erkennbar. Diese Auswertungen sind allerdings ausschließlich theoretischer Natur, da in realen Systemen neben der Veränderung der Niederschläge in räumlich sehr ausgedehnten Systemen zusätzlich noch verlängerte Fließzeiten im Gebiet eine Auswirkung auf die Ergebnisse haben.

Um den Einfluss unterschiedlicher Fließzeiten zusätzlich zu untersuchen, wurde die Leitung von RÜB 2 zur Kläranlage von 100 m auf 1.000 m bzw. 10.000 m verlängert. Die Simulation wurde unter Verwendung der Niederschlagsdaten aus Fall 2 durchgeführt. Die Höhenlagen des RÜB 2 und dessen Zu- und Überlaufknoten wurden angepasst, um das gleiche Leistungsgefälle wie in der Ausgangssimulation zu erhalten. Die Fließzeit bei einem Niederschlagsereignis liegt im Fall einer 10.000 m langen Zulaufleitung von RÜB 2 zur Kläranlage bei etwa 89 min (siehe Abb. F.26 im Anhang F). Dies hat beim flächengewichteten Drosselabfluss keine Veränderung des entlasteten Volumens an den RÜB zur Folge und zeigt somit auch keinen Einfluss auf die optimierten Drosselabflüsse.

Insgesamt haben weder die Ungleichmäßigkeit des Gebietsniederschlags noch veränderte Fließzeiten im Einzugsgebiet einen relevanten Einfluss auf das statische Optimierungspotenzial.

6.2.4 Beispielhafte Abschätzung des Optimierungspotenzials in realen Systemen

Die Auswertungen aus Kapitel 6.2.2 haben gezeigt, dass das Optimierungspotenzial in einem sehr gut beschriebenen System mit flächengewichteten Drosselabflüssen mit weniger als 1 % Einsparung des Gesamtentlastungsvolumens und der Gesamtentlastungsfracht eher gering ist. In der Realität sind die angeschlossenen undurchlässigen Flächen aber oft nicht genau bekannt und weichen daher massiv vom eigentlichen Planungszustand ab. Es ist also davon auszugehen, dass das Optimierungspotenzial für

statische Drosselanpassungen in realen Systemen deutlich höher ist als die in Kapitel 6.2.2 dargestellten Werte. Aus diesem Grund wurde das Optimierungspotenzial an einem weiteren fiktiven Referenzfall evaluiert. Dieser zeigt eine ungleichmäßige Systementwicklung, wie sie in realen Systemen in Deutschland zu finden sein kann, wie Datenauswertungen gezeigt haben (Dittmer et al. 2018).

Die Regenabflussspende wurde am RÜB 1 auf 6,6 l/(s·ha) bei einem spezifischen Speichervolumen V_s von 49 m³/ha festgelegt. Dies entspricht einer Überdimensionierung, wie sie durch eine noch nicht abgeschlossene Gebietsentwicklung auftreten kann. Am RÜB 2 wurden 1,4 l/(s·ha) spezifische Regenabflussspende und 34 m³/ha spezifisches Speichervolumen eingestellt.

Im Referenzszenario geht ein Großteil der Entlastung über den Überlauf am RÜB 2. Am RÜB 1 werden 10.000 m³ Mischwasser bei 10 Entlastungsereignissen in das Gewässer entlassen. Am RÜB 2 wird mit 196.000 m³ das zwanzigfache Volumen entlastet. Es treten 47 Überlaufereignisse auf. Im Vergleich dazu sind die Emissionen der auf Entlastungsvolumen optimierten Systemvariante deutlich gleichmäßiger verteilt (siehe Abb. 6.13). Hier werden anstelle von 95 % des Entlastungsvolumens und 90 % der Entlastungsfracht, die im Referenzszenario über den Überlauf von RÜB 2 entlastet werden, nur noch 82 % Volumen bzw. 79 % Fracht am RÜB 2 entlastet. Entlastungsdauer und Häufigkeit, die im ungleichmäßig entwickelten System ebenfalls zu mehr als 80 % von den Emissionen am RÜB 2 bestimmt werden, sind im optimierten Fall annähernd gleichmäßig auf beide Regenüberlaufbecken verteilt.

Der nach der Optimierung weiterhin größere Entlastungsanteil bezüglich Volumen und Fracht am RÜB 2 ist darauf zurückzuführen, dass an diesem insgesamt größeren Becken eine deutlich größere Fläche angeschlossen ist und bei gleicher Überlaufdauer somit auch mehr entlastet.

Tab. 6.5 zeigt die Einsparung des Gesamtentlastungsvolumens, der Gesamtentlastungsfracht und der Gesamtentlastungsdauer im Vergleich zum oben beschriebenen Referenzfall. Es ergeben sich nur geringe Unterschiede für die eingesparten Entlastungsanteile bei Verwendung unterschiedlicher Optimierungsziele. Die Einsparung an entlastetem Volumen nach Systemoptimierung liegt bei 17 %, die für die Entlastungsfracht zwischen 14 % und 15 % und für die Entlastungsdauer liegt die Einsparung nach Optimierung zwischen 20 % und 25 %. Somit können rund 1/6 der relevanten Entlastungsgrößen durch eine einfache statische Anpassung der Drosselabflüsse erzielt werden. Damit kann abhängig von der Größe und Ökologie des Gewässers, in das eingeleitet wird, mitunter eine deutlich positive Wirkung im Gewässer erzielt werden ohne bauliche Maßnahmen durchführen zu müssen.

Tab. 6.5: Optimierungspotenzial im fiktiven Referenzszenario

Zielgröße	Einsparung Gesamtentlastung durch Drosseloptimierung (%)		
	Volumen	Fracht	Dauer
Minimierung			
Volumen	17	15	23
Fracht	17	15	20
Dauer	17	14	25

6.2.5 Zusammenfassende Diskussion zur statischen Drosseloptimierung

Die statische Optimierung der Drosselabflüsse im Kanalnetz unter direkter Verwendung hoch aufgelöster Messdaten ist möglich und liefert robuste Ergebnisse. Durch eine automatische Systemoptimierung mittels Simulated Annealing konnten Drosselleinstellungen mit minimalen Entlastungskenngrößen identifiziert werden.

Das Einsparungspotenzial für Entlastungsvolumen und -fracht ist im Vergleich zu den Emissionen aus Systemen mit gleichmäßig verteiltem spezifischem Speichervolumen bei flächengewichtetem Drosselabfluss sehr gering. Nichtsdestotrotz kann auch bei dieser geringen Gesamteinsparung die Verschiebung der Entlastungsvolumina zwischen den Becken einen relevanten Einfluss auf die Gewässerqualität an dem einzelnen Gewässer haben. So geht die Gesamteinsparung von nur 1 % im untersuchten fiktiven Einzugsgebiet mit einer Reduktion der Entlastungsfracht von 16 % und des Volumens von 24 % am RÜB 1 einher. Die Verschiebung der Entlastungsvolumina kann somit bei besonders schützenswerten Gewässern gezielt für den Gewässerschutz angewandt werden. Die Gesamtsystememissionen werden von solchen Eingriffen kaum beeinflusst.

In realen Systemen sind die genauen Größen der angeschlossenen undurchlässigen Flächen aber oftmals unbekannt oder entsprechen nicht dem Planungszustand, daher ist in realen Anwendungsfällen der Nutzen der messdatenbasierten Optimierung deutlich höher als im untersuchten fiktiven Einzugsgebiet. Eine ungleichmäßige Verteilung der spezifischen Speichervolumina, z. B. aufgrund von ungleichmäßiger Gebietsentwicklung, lässt sich durch eine statische Anpassung der Drosselabflüsse ausgleichen.

Auch die längeren Fließzeiten und die größere Anzahl an Speicherbauwerken in realen Systemen im Vergleich zu dem kleinen untersuchten kompakten System erhöhen vermutlich ebenfalls das reale Optimierungspotenzial. So hat Seggelke (2002) ein statisches Optimierungspotenzial hinsichtlich emittierter Frachten in Hildesheim von 25 % ermitteln können. Die Evaluierung wurde in dieser Arbeit jedoch anhand eines kalibrierten Simulationsmodells durchgeführt. Dabei wurde auch der Zulauf zur Kläranlage verändert, der im Rahmen dieser Arbeit jedoch als konstant festgelegt wurde. Das tatsächliche Optimierungspotenzial in größeren Einzugsgebieten sollte anhand von Fallstudien mit realen Netzen weiter untersucht werden.

Eine Dauer der zugrunde liegenden Messdatenzeitreihen von vier Monaten mit durchschnittlichen Niederschlagsmerkmalen (ca. 10 Niederschlagsereignisse innerhalb dieses Zeitraums) scheint für die Optimierung der Drosselabflüsse im System ausreichend. In größeren Systemen müssen eventuell längere Zeitreihen zur messdatenbasierten Optimierung vorliegen. So benötigten Brüning et al. (2019) in einem Pilotgebiet mit sechs Regenüberlaufbecken einen zugrunde liegenden Messdatenzeitraum von mindestens 6 Monaten oder eine Niederschlagssumme von 150 mm.

Bei Einzugsgebieten mit ähnlicher Charakteristik wie die, von denen die für diese Studie verwendeten Messdaten stammen, kann mit der Minimierung des Überlaufvolumens auch eine annähernd maximale Reduktion der emittierten Fracht erreicht wer-

den. Somit müssen für einen guten Schutz der Gewässer nur hydrometrische Messdaten erfasst werden. Dieser Zusammenhang gilt für alle Einzugsgebiete mit wenig ausgeprägtem Spülstoßverhalten. Je gleichmäßiger die Volumen-Frachtverteilung im Ereignisverlauf, desto eher kann eine auf die Reduktion des Entlastungsvolumens zielende Betriebsstrategie auch die Entlastungsfrachten minimieren. Da es sich bei den untersuchten Einzugsgebieten um Gebiete handelt, in denen ein Spülstoß zu erwarten war (eher kleine EZG mit Fangbecken), liegt es nahe, dass in den meisten Fällen volumenbasierte Optimierungen auch hinsichtlich der Frachtemissionen gute Ergebnisse liefern können. Dies bleibt aber für den Einzelfall anhand von Messungen zu überprüfen.

Die Verteilung der Überlaufgrößen zwischen den beiden Becken kann sich auch bei gleicher Gesamtentlastung unter Verwendung verschiedener Optimierungsziele deutlich verändern. Dies sollte für die Anwendung der Methodik auf reale Systeme unbedingt berücksichtigt werden. Eine Minimierung der Entlastungsdauer schneidet im Vergleich zu den anderen beiden Optimierungszielen schlechter ab.

Für die Optimierung müssen die gesamten aus dem Einzugsgebiet kommenden Volumenströme bekannt sein. Die alleinige Berücksichtigung der Ablaufmessung an der Drossel oder die Vernachlässigung der Überlaufvolumina liefert keine guten Optimierungsergebnisse. Für die Anwendung der Methodik in realen Einzugsgebieten müssen die Becken somit zusätzlich zur Ablaufmessungen an der Drossel noch mit Füllstandsmessungen im Becken und mit Überlaufmessungen ausgestattet sein. Eine Ermittlung des Überlaufvolumenstroms mittels Messung des Wasserstands über der Überlaufschwelle mithilfe der Poleni-Formel scheint im Rahmen der Unsicherheiten einer gut überprüften Messstelle ausreichend für zuverlässige Optimierungsergebnisse. Liegen keine Überlaufmessungen vor, kann auf die Verwendung alternativer Optimierungsziele, wie die Minimierung der Abweichung des Füllstands der Becken im System voneinander, zurückgegriffen werden. Dies sorgt für eine gleichmäßige Systemauslastung und kann somit ebenfalls zur Minimierung der Emissionen beitragen. In dieser Studie konnten damit gute Drosseleinstellungen generiert werden.

Das größte Optimierungspotenzial besteht in Systemen mit mittlerer Systemauslegung. In besonders knapp oder besonders groß dimensionierten Kanalnetzen nimmt das Einsparungspotenzial durch statische Optimierung der Drosselabflüsse ab. Auch eine Optimierung des vollständig simulierten Systems (inklusive Niederschlags-Abflusssimulation) liefert gute Optimierungsergebnisse, sofern die Einzugsgebietsflächen gut repräsentiert sind. Die Ungleichmäßigkeit des Gebietsniederschlags hatte keinen relevanten Einfluss auf das statische Optimierungspotenzial.

Unter Berücksichtigung von Messfehlern liefert die Methodik robuste Ergebnisse. Grundsätzlich sind bei Messfehlern nahezu unbegrenzte Arten und Konfigurationen möglich, die im Rahmen dieser Untersuchungen nicht alle abgebildet werden können. Um die Auswirkungen verschiedener Fehler auf die Optimierungsergebnisse in einer strukturieren Weise darzustellen, können die untersuchten Fehler aufgeteilt in verschiedene Fehlerarten wie folgt beurteilt werden:

Tab. 6.6: Untersuchte Fehlerarten und Auswirkungen auf die Optimierungsergebnisse

Fehlerart	In dieser Arbeit abgebildet durch	Auswirkung auf das Optimierungsergebnis
Ungerichtete Zufallsfehler	Rauschen	gering bis keine
Systematische Fehler	Fehlerfaktoren Verwendung globaler Kalibrierung Drift	leicht bis mittel
Komplexe Fehler	Kombination verschiedener Fehlerarten Fehler in der Überstaumessung	mittel bis stark
Vereinfachung des Systems	Vernachlässigung von Teilströmen	stark bis hin zu unbrauchbarer Optimierung

Insgesamt hat sich gezeigt, dass jeder Fehler, der das Verhältnis der Zulaufvolumenströme ändert, einen Einfluss auf die Optimierungsergebnisse hat. Je stärker das Verhältnis verändert wird, desto gravierender die Auswirkungen auf die optimierten Drosselabflüsse. In einem System mit gleichgroßen Zulaufvolumenströmen, die sich in gleichem Maße durch Fehler ändern, bleibt das Optimierungsergebnis somit identisch. Bei unterschiedlichen Zulaufvolumenströmen beeinflussen konstant gerichtete Fehler den optimalen Drossel einfluss weniger als proportionale Fehler.

Die Verwendung von unkalibrierten Spektrometersonden als Grundlage zur Minimierung der Entlastungsfrachten liefert ebenfalls robuste Ergebnisse. Die dem Messverfahren anhaftenden Messfehler (Drift, Rauschen) oder die fehlende lokale Kalibrierung beeinflussen die Optimierungsergebnisse kaum.

6.3 Abschätzung des Steuerungspotenzials

Unter Verwendung des Zentralbeckenansatzes (siehe Kapitel 4.6.3) wurde das maximale Potenzial der volumenabhängigen Abflusssteuerung ermittelt.

Dieses theoretische Optimum stellt eine Obergrenze für die Effektivität einer volumenabhängigen Steuerung dar. In der Praxis ist es jedoch nicht erreichbar, da das Mischwasser, das in einem Einzugsgebiet an einem Bauwerk anfällt, nicht ohne Zeitverzögerung und in vollem Umfang in ein anderes Bauwerk im System übertragen werden kann.

Mit dem Zentralbeckenansatz kann nicht grundsätzlich das theoretische Optimum einer qualitätsabhängigen Kanalnetzsteuerung ermittelt werden. Spülstöße oder Last Flush-Effekte können dazu führen, dass im Überlaufvolumen des Zentralbeckens besonders hohe Konzentrationen an partikulären Substanzen vorliegen. Die vorangegangenen Auswertungen haben für das untersuchte Einzugsgebiet allerdings gezeigt, dass statische Optimierungen hinsichtlich Entlastungsvolumens und -fracht sehr ähnliche Ergebnisse liefern (siehe Kapitel 6.2). Daher ist auch unter Betrachtung der Erkenntnisse aus Kapitel 5.4 von einem relativ gleichmäßigen Volumen-Frachtverhältnis im Zu-

lauf der Becken auszugehen. Somit liefert die Frachteinsparung beim Zentralbeckenansatz einen guten Näherungswert für das theoretische Steuerungspotenzial einer qualitätsabhängigen Steuerung.

Das theoretische Einsparungspotenzial einer dynamischen volumenabhängigen Steuerung liegt nach Auswertung des Zentralbeckenansatzes bei 4 % hinsichtlich des gesamten entlasteten Volumens und der Fracht im Vergleich zu den Gesamtemissionen aus dem System mit statisch optimierten Drosselabflüssen. Die Entlastungsdauer ist nicht vergleichend auswertbar, da nur noch ein Becken beim Zentralbeckenansatz überlaufen kann. Ausgewählte Ereignisverläufe zeigen, dass das Einsparungspotenzial für die Entlastungsfracht, das mit dem Zentralbeckenansatz ermittelt wurde, auch einen guten Näherungswert zur maximalen Einsparung mittels einer qualitätsabhängigen Steuerung angibt. In einem Großteil der 25 Entlastungsereignisse wird der Volumenanteil mit der größten Ereignisfracht aufgefangen und nicht in das Gewässer entlastet (siehe Abb. F.28 im Anhang F).

Die Dauer vom Anstieg des Zulaufes über den Trockenwetterabfluss bei einem Niederschlagsereignis bis zum Beckenüberlauf beträgt in den realen Beckenmessdaten an RÜB 1 zwischen 5 und 200 Minuten (Median 40 Minuten). Ein Beckenüberlauf innerhalb von 5 Minuten nach Ereignisbeginn lässt in der Realität sicherlich keine steuernden Eingriffe mehr zu. Diese Überlaufereignisse sind unvermeidbar. Innerhalb von 10 Minuten läuft RÜB 1 allerdings nur ein einziges Mal über. Der Median der Beckenfüllungsdauer von 40 Minuten deutet darauf hin, dass an diesem Becken steuernde Eingriffe zur Reduktion von Überläufen möglich sind. Insgesamt ist die hydraulische Reaktion des Beckens auf ein Niederschlagsereignis jedoch als schnell einzuschätzen.

RÜB 2, das an ein räumlich ausgedehnteres Einzugsgebiet angeschlossen ist, reagiert erwartungsgemäß etwas langsamer. Zwar treten auch wenige Ereignisse mit einer Dauer vom Anstieg des Trockenwetterabflusses bis zum Überlauf von weniger als 5 Minuten auf, der Median der Zeit bis zum Überlauf liegt allerdings bei 80 Minuten. Hier sollte eine Steuerung somit gut möglich sein.

Um das reale Steuerungspotenzial einschätzen zu können, werden exemplarisch realitätsnahe halbstatische sowie heuristische Steuerungsstrategien am fiktiven Einzugsgebiet untersucht.

6.3.1 Halbstatische Steuerung

Für die halbstatische Steuerung wurden die monatlichen optimalen Drosselabflüsse aus der statischen volumenbasierten Drosseloptimierung verwendet. Hierbei handelt es sich ebenfalls um eine theoretische Potenzialabschätzung, da die optimalen Drosselabflüsse eines Monats immer erst nach dem Monat selbst bekannt sein können. Die bei der halbstatischen Steuerung eingestellten Drosselabflüsse sind in Tab. 6.7 dargestellt.

Tab. 6.7: Monatsweise optimale Drosselinstellungen für halbstatische Systemsteuerung

Zeitraum von	bis	Drossel RÜB 1	Drossel RÜB 2
13.08.2014	31.08.2014	70	171
01.09.2014	30.09.2014	65	176
01.10.2014	31.10.2014	101	140
01.11.2014	30.11.2014	87	154
01.12.2014	31.12.2014	70	171
01.01.2015	31.01.2015	78	163
01.02.2015	31.03.2015	70	171
01.04.2015	30.07.2015	47	194
01.08.2015	31.08.2015	43	198
01.09.2015	31.01.2016	70	171
01.02.2016	29.02.2016	51	190
01.03.2016	31.04.2016	70	171
01.05.2016	31.05.2016	83	158
01.06.2016	26.06.2016	78	163

Mit der Einstellung der für jeden Monat optimalen Drosselabflüsse lassen sich im Vergleich zum statisch optimierten System mit einem festen Drosselabfluss an RÜB 1 von 70 l/s und 171 l/s an RÜB 2 0,9 % des Entlastungsvolumens und 1,7 % der Entlastungsfracht einsparen.

Eine in der Realität umsetzbare Variante ist die monatliche Anpassung der Drosselabflüsse basierend auf einer Optimierung der Drosselabflüsse der vorangegangenen vier Monate auf Basis der Messdaten. Der Vorteil dieser Variante ist, dass keine Steuerungseingriffe in Echtzeit erfolgen müssen, bei der potenzielle Fehler auftreten können, sondern dass nur einmal im Monat oder im Quartal der Drosselabfluss angepasst wird. Damit können Veränderungen in den Einzugsgebieten automatisch erkannt werden. Das System passt sich somit selbstständig an die veränderten Randbedingungen an. Temporäre Messfehler an einem Becken können allerdings bei nicht sorgfältiger Datenprüfung zu gravierenden Fehlentscheidungen an allen Becken im System führen. Eine kontinuierliche Sicherung der Datenqualität ist für solch eine halbstatische Systemsteuerung unerlässlich.

Für die Auswertung einer in der Realität umsetzbaren halbstatistischen Systemsteuerung wurden für jeden Monat die optimalen volumenbasierten Drosselabflüsse der vorangegangenen drei Monate verwendet (siehe Tab. 6.8). Die Simulation wurde nur vom 01.12.2014 bis zum 26.06.2016 durchgeführt, da ab Dezember erstmalig ein vorangegangener Optimierungszeitraum von drei Monaten zur Bestimmung der monatlichen Drosselabflüsse vorlag.

Mit dieser halbstatistischen Systemsteuerung ließe sich eine Reduktion der Entlastungsfracht um 0,7 % und des Entlastungsvolumens um 0,5 % im Vergleich zum optimierten statischen Drosselabfluss erreichen.

Tab. 6.8: Drosselinstellungen für halbstatische Systemsteuerung mit optimalen Drosselabflüssen der vorangegangenen drei Monate

Zeitraum von	bis	Drossel RÜB 1	Drossel RÜB 2
01.12.2014	28.02.2015	77	164
01.03.2015	30.04.2015	87	154
01.05.2015	31.08.2015	64	177
01.09.2015	31.10.2015	66	175
01.11.2015	31.03.2016	49	192
01.04.2016	26.06.2016	57	184

6.3.2 Volumenabhängige Steuerung

Für die Untersuchung verschiedener volumenabhängiger Steuerungsstrategien wurden zunächst heuristische Steuerungsvarianten allein basierend auf Reduktion der Emission aus jeweils einem einzelnen RÜB erprobt. Das heißt, die Steuerung greift nur dann ein, wenn an einem vorher festgelegten Becken noch Volumen frei ist, während ein bestimmtes Füllvolumen an dem anderen Becken überschritten wird. Diese Variante wird im Folgenden auch als Einzelbeckensteuerung bezeichnet. Das Becken, bei dem bei der Steuerung der Drosselabfluss erhöht wird, ist Namensgeber der Einzelbeckensteuerungsvariante. Die Einzelbeckensteuerung basierend auf RÜB 2 erhöht somit beispielsweise den Drosselabfluss an RÜB 2, wenn ein Füllniveau an RÜB 2 überschritten wurde.

Durch Auswertung der Einzelbeckensteuerung können systematische Einflüsse der Steuerungsgrenzen, also der Drosselabflüsse, die beim Eingreifen der Steuerung eingestellt werden, und Steuerungsauslöser, also der Grenzwerte, ab denen die Steuerung eingreift, evaluiert werden. Die untersuchten Steuerungen sind einfache Strategien, die auf Grenzwerten basieren. Diese Arten von Systemen werden in Deutschland bereits in einzelnen Pilotprojekten umgesetzt (z. B. Haas et al. 2016).

Abb. 6.30 zeigt die steuernden Eingriffe für ein Beispielergebnis mit Einzelbeckensteuerung basierend auf RÜB 2. Die Steuerungsauslöser liegen bei 50 % Füllgrad an RÜB 1 und 87,5 % Füllgrad an RÜB 2 (waagerechte schwarze Markierung). Die Steuerungsgrenzen liegen bei 35 l/s an RÜB 1 und 206 l/s an RÜB 2. Die verwendete Steuerungsregel besagt, dass wenn der Füllstand an RÜB 2 87,5 % überschreitet und der Füllstand an RÜB 1 50 % unterschreitet, soll der Drosselabfluss an RÜB 1 von 70 l/s auf 35 l/s gesenkt und der Drosselabfluss an RÜB 2 von 171 l/s auf 241 l/s erhöht werden. Der in SWMM verwendete Code der Steuerungsregel befindet sich in Anhang G (Einzelbeckensteuerung, STEUERUNG 1_1 bis 1_3).

In der ersten Phase liegt der Drosselabfluss an RÜB 1 bei 70 l/s und an RÜB 2 bei 171 l/s. Becken 2 beginnt sich zu füllen, während noch keine Beckenfüllung an RÜB 2 auftritt. Sobald der Beckenfüllstand an RÜB 2 87,5 % überschreitet (erste senkrechte gestrichelte Linie), wird der Drosselabfluss an RÜB 1 auf 206 l/s erhöht und an RÜB 2 auf 35 l/s gesenkt (Phase 2). Sobald das RÜB 1 einen Füllstand von 50 % erreicht (zweite

senkrechte gestrichelte Linie), wird der Drosselabfluss an RÜB 1 wieder auf den Ausgangsdrosselabfluss von 70 l/s erhöht und an RÜB 2 auf 171 l/s gesenkt (Phase drei).

Mit dieser Einzelbeckensteuerungsvariante basierend auf RÜB 2 können jeweils 0,2 % entlastetes Volumen und entlastete Fracht im Vergleich zum statisch hinsichtlich des Entlastungsvolumens optimierten System eingespart werden.

In realen Systemen ist der Drosselabfluss bei Steuerung nur innerhalb vorgegebener Grenzen möglich. Diese werden bestimmt von der hydraulischen Kapazität des unterhalb liegenden Netzes sowie von Drosselabflüssen oberhalb und unterhalb liegender Becken (Haas et al. 2016). Gleichzeitig wird in der Praxis häufig eher konservativ vorgegangen, das heißt die vollen Drosselspielräume werden nicht ausgenutzt. So wurden von Haas et al. (2016) maximale Drosselspielräume von maximal $\pm 40\%$ um den Ausgangsdrosselwert ausgewählt. Welchen Einfluss die Steuerungsgrenzen auf die Verminderung der Emissionen bei der einfachen oben beschriebenen Strategie zur Erhöhung des Drosselabflusses RÜB 2, wenn RÜB 1 noch weniger als 50 % gefüllt ist, ist in Abb. 6.31 links dargestellt. Die Steuerung wird in dieser Auswertung bei allen untersuchten Steuerungsgrenzen bei einem Füllstand von RÜB 2 von mehr als 87,5 % aktiv.

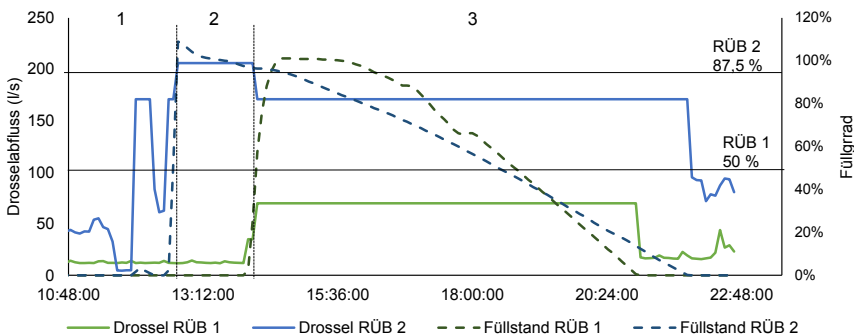


Abb. 6.30: Ganglinien einer simulierten volumenabhängigen Einzelbeckensteuerung basierend auf RÜB 2

Der Drosselabfluss an RÜB 1 wird um bis zu 100 % reduziert (Steuerungswert Drosselabfluss an RÜB 1 = 0 l/s). In diesem Fall erhöht sich der Drosselabfluss an RÜB 2 auf 241 l/s. Mit dieser Einstellung kann die maximale Einsparung an Fracht und Volumen erreicht werden. Die Einsparung nimmt mit enger werdenden Steuerungsgrenzen erwartungsgemäß ab. In einem realen System dürfte diese drastische Anpassung jedoch hydraulisch nicht realisierbar sein. Bei einer Änderung des Drosselabflusses um 50 % ist die dadurch gewonnene Einsparung nur noch etwa halb so groß.

Der Einfluss der Steuerungsauslöser ist in Abb. 6.31 rechts dargestellt. Für diese Auswertung wurde der Grenzwasserstand, ab dem der Drosselabfluss an RÜB 2 erhöht und an RÜB 1 gesenkt wird, verändert. Die Steuerungsgrenzen blieben konstant auf 35 l/s an RÜB 1 und 206 l/s an RÜB 2. Es wird deutlich, dass die Einsparung größer ist, je früher die Steuerung eingreift. Bei 87,5 % Füllgrad an RÜB 2 und weniger als 50 % Füll-

lung an RÜB 1 können 297 m³ Entlastungsvolumen einsparen. Greift die Steuerung bereits ab 0,1 % Füllung von RÜB 2, können 1126 m³ Volumen eingespart werden im Vergleich zur statischen Systemvariante.

Dass sogar Volumen eingespart werden kann, wenn die Steuerung den Drosselabfluss erhöht, obwohl RÜB 2 weniger gefüllt ist als RÜB 1 (bei allen Füllgraden des RÜB 2 unter 50 %) ist vermutlich auf den größeren Einfluss des deutlich größeren und emissionsstärkeren RÜB 2 zurückzuführen. Die Mehremission an RÜB 1 kann durch die deutlich größere Einsparung an RÜB 2 kompensiert werden.

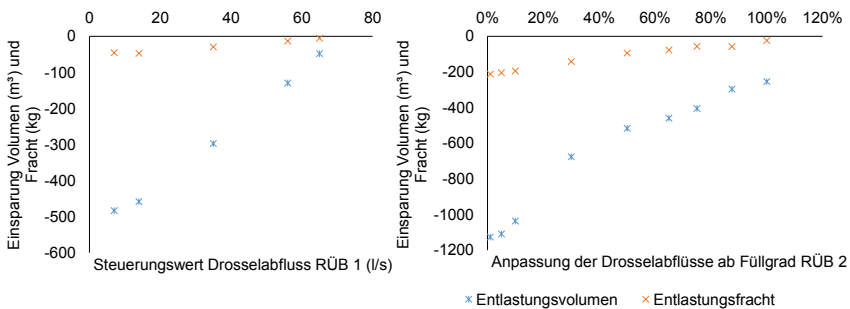


Abb. 6.31: Einfluss der Steuerungsgrenzen (links) und Steuerungsauslöser (rechts) auf die Emissionseinsparung im Vergleich zum statisch optimierten System bei der Einzelbeckensteuerung basierend auf RÜB 2

Die gleiche Evaluation der Einzelbeckensteuerung basierend auf RÜB 1 ist in Abb. 6.32 dargestellt. Die Steuerungsgrenzen liegen hier bei 101 l/s an RÜB 1 und 140 l/s an RÜB 2. Hier ist unterhalb des Füllstandes von 10 % an RÜB 1 erkennbar, dass die zusätzliche Emission an RÜB 2 durch die Steuerung nicht mehr durch die Einsparung an RÜB 1 kompensiert werden kann. Eine maximale Effektivität der Steuerung tritt bei einem Steuerungsauslöser von etwa 30 % auf. Somit lassen sich keine pauschalen Aussagen über den optimalen Füllstand zum Eingreifen volumenbasierter Steuerung treffen. Dieser muss abhängig vom untersuchten EZG und den vorhandenen Randbedingungen untersucht werden.

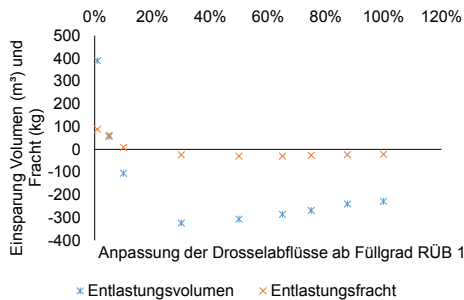


Abb. 6.32: Einfluss der Steuerungsauslöser auf die Emissionseinsparung im Vergleich zum statisch optimierten System bei der Einzelbeckensteuerung basierend auf RÜB 2

Steuerungsauslöser von etwa 30 % auf. Somit lassen sich keine pauschalen Aussagen über den optimalen Füllstand zum Eingreifen volumenbasierter Steuerung treffen. Dieser muss abhängig vom untersuchten EZG und den vorhandenen Randbedingungen untersucht werden.

Das Potenzial der beschriebenen Einzelbeckensteuerungen, ist insgesamt sehr gering. Mit den untersuchten Steuerungsgrenzen und Auslösern ergibt sich ein maximales Einsparungspotenzial der Einzelbeckensteuerung basierend auf RÜB 1 von etwa 0,2 %. Mit einer Einzelbeckensteuerung basierend auf RÜB 2 können 0,7 % der Emissionen eingespart werden.

Umfangreichere Steuerungsstrategien basieren jedoch nicht allein auf der Reduktion des emittierten Volumens an einem Becken. Ein realistischeres Szenario ist somit die Kombination beider Einzelbeckensteuerungen. Die dafür untersuchte Steuerungsregel sieht wie folgt aus:

1. Der Drosselabfluss an RÜB 1 wird bei einem Füllstand < 50 % an RÜB 2 und einem Füllstand > 87,5 % an RÜB 1 von 70 l/s auf 101 l/s erhöht. Der Drosselabfluss an RÜB 2 wird dementsprechend von 171 l/s auf 140 l/s gesenkt.
2. Der Drosselabfluss an RÜB 2 wird bei einem Füllstand < 50 % an RÜB 1 und einem Füllstand > 87,5 % an RÜB 2 von 171 l/s auf 206 l/s erhöht. Der Drosselabfluss an RÜB 2 wird dementsprechend von 70 l/s auf 35 l/s gesenkt.

Die Steuerungsgrenzen und -auslöser wurden in Anlehnung an praktisch umsetzbare Werte gewählt, das heißt eine hydraulische Weiterleitung der Abflüsse sollte möglich sein. Der zugehörige Code der Steuerung befindet sich in Anhang G (Volumenabhängige Steuerung STEUERUNG2_1 bis 2_3).

Mit dieser Steuerung ist eine Einsparung gegenüber den statischen Drosselabflüssen von 0,5 % des emittierten Volumens und 0,7 % der emittierten Fracht möglich. Dabei wird das entlastete Volumen an RÜB 1 um 5 % erhöht, während die Emissionen an RÜB 2 um 22 % gesenkt werden können. Die Verschiebung der Emissionsanteile ist somit deutlich höher als die Einsparung der Volumina. Die Steuerung verändert die Drosselabflüsse ausgehend von den statisch optimierten Drosselabflüssen in insgesamt 80 Stunden, was nur etwa 0,5 % der Gesamtsimulationsdauer entspricht.

Bei Verwendung der gleichen Steuerungsgrenzen und -auslöser für eine Einzelbeckensteuerung basierend auf RÜB 2 können 0,3 % Entlastungsvolumen eingespart werden. Bei Verwendung der Einzelbeckensteuerung basierend auf RÜB 1 0,2 %.

Der Einfluss der untersuchten volumenabhängigen Steuerungsstrategie an beiden Becken auf die einzelnen Überlaufereignisse ist in Abb. 6.33 dargestellt. Die dargestellten Ereignisnummern sind in chronologischer Reihenfolge vergeben. Die Gesamtemissionen für die einzelnen Ereignisse ähneln sich zwischen dem ungesteuerten und statischen System sowohl bei den Entlastungsvolumina als auch bei den Entlastungsfrachten sehr.

Unter Verwendung der volumenabhängigen Steuerungsstrategie treten an RÜB 1 23 und an RÜB 2 27 Überlaufereignisse auf. Damit bleibt die Überlaufanzahl an RÜB 2 gleich, während die Anzahl der Überläufe im Vergleich zur statisch volumenoptimierten Variante um ein Ereignis zunimmt. Ein Überlaufereignis an beiden Becken (02.03.2016, Ereignis 22) kann komplett vermieden werden, während ein zusätzliches Überlaufereignis am 14.08.2015 hinzukommt.

6.3. Abschätzung des Steuerungspotenzials

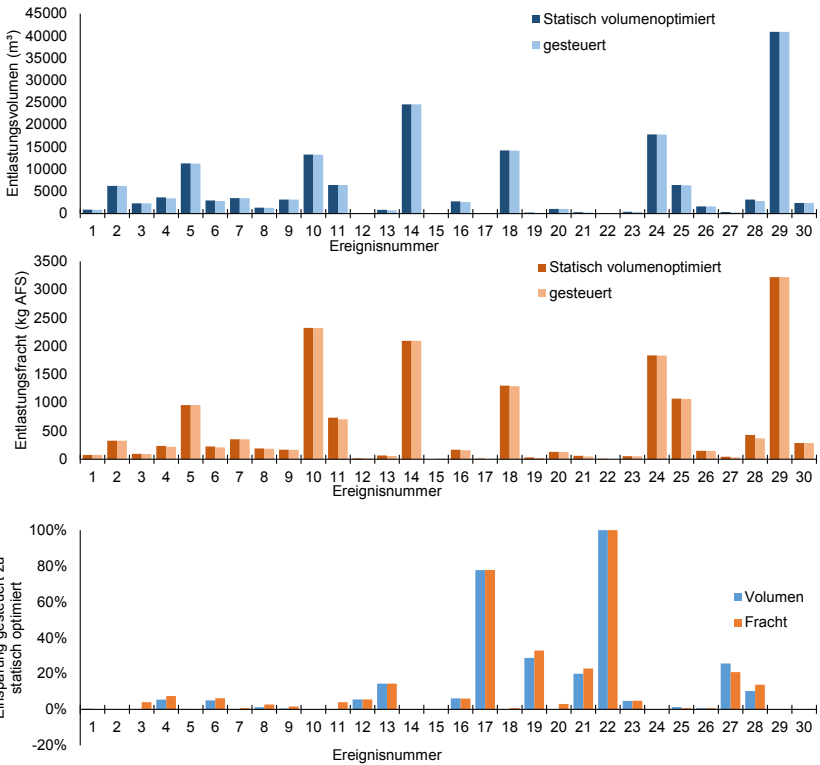


Abb. 6.33: Entlastungsvolumina (oben) und -frachten (Mitte) der einzelnen Überlaufereignisse bei statischen und volumenabhängig gesteuerten Drosselabflüssen und prozentuale Einsparungen durch die volumenabhängige Steuerung für die einzelnen Überlaufereignisse

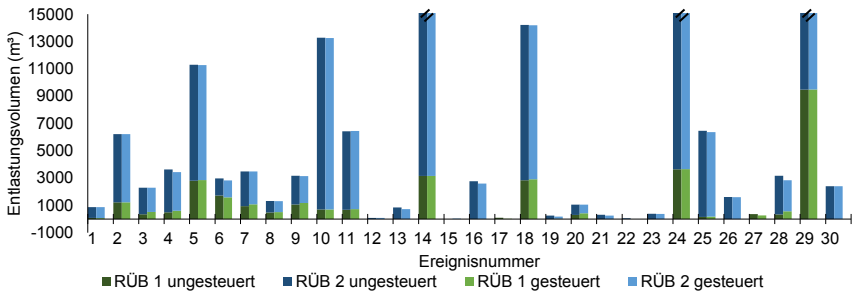


Abb. 6.34: Verteilung der Entlastungsvolumina der einzelnen Überlaufereignisse auf beide Becken bei statischen und volumenabhängig gesteuerten Drosselabflüssen

Die prozentualen Einsparungen der Emissionen bei den einzelnen Überlaufereignissen reichen von 0 bis 100 %. Bei zwei Ereignissen werden durch die Steuerung Mehremissionen von 0,4 % des Entlastungsvolumens generiert. Der Mittelwert der Einsparung sowohl für Fracht als auch für Volumen im Vergleich zu den ohne Steuerung bei dem spezifischen Ereignis erzeugten Emissionen liegt bei 11 % (siehe Abb. 6.33 unten).

Die prozentuale Einsparung ist bei kleinen Ereignissen besonders hoch. Damit ist eine Steuerung bei kleinen Überlaufereignissen besonders effektiv. Vor dem Hintergrund, dass bei kleineren Überlaufereignissen die Pegel der Gewässer niedrig sind und somit eine deutlich geringere Verdünnung als bei großen Überlaufereignissen auftritt, ist die Wirkung einer Steuerung bei kleineren Überlaufereignissen als noch bedeutsamer einzustufen als die Zahlenwerte es nahelegen.

Eine Verschiebung der Entlastungsvolumina zwischen den beiden Becken unter Verwendung der volumenabhängigen Steuerungsstrategie im Vergleich zu den statisch volumenoptimierten Drosselabflüssen ist nur in sehr geringem Ausmaß vorhanden (siehe Abb. 6.34).

Die Auswertung der Effizienz der beschriebenen volumenabhängigen Steuerungsstrategie wurde auch am vollständig simulierten System inklusive Einzugsgebietsflächen durchgeführt. Dabei ergab sich eine Emissionseinsparung zum vollständig simulierten statisch optimierten System von 0,4 % des emittierten Volumens und 0,5 % der emittierten Fracht. Für die Bewertung der Effizienz einer Steuerungsstrategie kann somit auch eine herkömmliche Modellierung verwendet werden, wenn die Einzugsgebietsgrößen wie in dieser Studie hinreichend genau bekannt sind.

Eine kontinuierliche Steuerung, die die Abflüsse in kleinen Schritten anpasst, um die Differenzen zwischen den Füllständen der Becken möglichst gering zu halten, könnte eine volumenabhängige Steuerung liefern, die näher an das theoretische Optimum von etwa 4 % Einsparung, die mit dem Zentralbeckenansatz bestimmt wurden, herankommt.

6.3.3 Qualitätsabhängige Steuerung

Für die Untersuchung der Effizienz qualitätsabhängiger Steuerungsstrategien wurden zunächst zwei sehr simple Steuerungsansätze implementiert. Die einfachste Steuerungsvariante basiert auf einem Vergleich der Zulaufkonzentrationen der beiden Regenüberlaufbecken. Wird am RÜB 1 eine höhere AFS-Konzentration als am RÜB 2 gemessen, wird der Drosselabfluss am RÜB 1 auf 132 l/s erhöht und an RÜB 2 auf 109 l/s gesenkt. Liegt an RÜB 2 eine höhere Konzentration als an RÜB 1 vor, wird der Abfluss an RÜB 1 auf 33 l/s gesenkt und an RÜB 2 auf 208 l/s erhöht. Die Anpassung der Drosselabflüsse erfolgt unabhängig vom Wasserstand in den RÜB. Diese Steuerungsstrategie wird im Folgenden auch als Direktvergleich bezeichnet.

Mit dieser Steuerungsstrategie können im Vergleich zu den statisch frachtoptimierten Drosselabflüssen nur 0,02 % der Entlastungsfracht eingespart werden. Das Entlastungsvolumen erhöht sich sogar um 6,3 %. Diese Steuerungsstrategie ist somit zur Emissionsreduktion ungeeignet. Hinzu kommt, dass bei einem direkten Vergleich der Zulaufkonzentrationen an den beiden Becken, streng darauf geachtet werden muss,

dass kein Sondendrift auftritt und die Sonden immer auf dem gleichen Messniveau liegen. Dies ist wartungstechnisch sehr aufwändig und mit einer globalen Kalibrierung nicht umzusetzen.

Eine weitere mögliche Steuerungsstrategie wurde in Anlehnung an eine in Wuppertal implementierte qualitätsabhängige Steuerung zur Trennung von unverschmutztem Basisabfluss von verschmutzten Abflüssen untersucht. Bei dieser Steuerung werden verschmutzte Abflüsse ab einem Schwellenwert von 100 mg/l gezielt einer Behandlung zugeführt, während unverschmutzte Abflüsse direkt entlastet werden (Hoppe et al. 2011). Diese Strategie ist nicht in einem herkömmlichen Mischsystem umgesetzt, daher wurde der Grundgedanke übernommen, aber für die Anwendung im fiktiven System mit zwei Regenüberlaufbecken verändert.

Die hier untersuchte Steuerungsstrategie (im Folgenden auch als Schwellenvergleich bezeichnet) behält die frachtoptimierten Drosselabflüsse von 66 l/s an RÜB 1 und 175 l/s an RÜB 2 bei, wenn die Zuläufe beider RÜB Konzentrationen über oder unter 100 mg/l AFS aufweisen. Nur wenn an einem Becken über 100 mg/l und das andere Becken unter 100 mg/l gemessen werden, werden die Drosselabflüsse verändert. Liegt die Konzentration an RÜB 1 über 100 mg/l, wird der Drosselabfluss an RÜB 1 auf 132 l/s erhöht und an RÜB 2 auf 109 l/s gesenkt. Liegt die AFS-Konzentration an RÜB 2 über 100 mg/l, werden an RÜB 2 208 l/s und an RÜB 1 33 l/s eingestellt. Auch diese Steuerungsstrategie wurde ohne Berücksichtigung der Wasserstände in den RÜB untersucht. Damit können 0,6 % der Entlastungsfracht eingespart werden. Das Gesamtentlastungsvolumen steigt dabei um 2,6 %.

Beide vorgestellten rein qualitätsabhängigen Steuerungsstrategien haben den Nachteil, dass die Füllstände im System in der Steuerung keine Berücksichtigung finden. So kann es zu schlechten Steuerungsentscheidungen kommen, wenn beispielsweise ein Becken fast voll ist und eine hohe Zulaufkonzentration aufweist, während das zweite Becken noch beinahe leer ist und eine niedrige Zulaufkonzentration gemessen wird. Zusätzlich werden die Drosselabflüsse an allen Becken basierend auf den Zulaufkonzentrationen auch im Trockenwetterfall permanent neu eingestellt. Dies kann zu übermäßigem Verschleiß an den verstellbaren Drosseleinrichtungen führen. Solche Steuerungsstrategien würden in der Realität nicht umgesetzt werden, zumal sie, wie diese Auswertungen zeigen, auch nur eine sehr geringe Wirksamkeit haben.

Etwas fortschrittlichere Steuerungsstrategien greifen nur in das Geschehen ein, wenn auch tatsächlich eine hohe Systemauslastung auftritt. Dies kann ab einem Grenzwasserstand sein, der in einem der beiden RÜB überschritten wird oder auch nur bei Überlauf der beiden Becken. Bei als Fangbecken konstruierten Regenüberlaufbecken können im Falle eines Überlaufes beider Becken die Überlaufkonzentrationen direkt miteinander verglichen werden, da der Zulauf zum RÜB bei einem vollgefüllten Becken annähernd die gleiche Konzentration (unter Annahme von vollständiger Durchmischung im Trennbauwerk) wie der Überlauf in das Gewässer hat. So können die verschmutzteren Mischwasserströme gezielt vermehrt zur Kläranlage weitergeleitet werden, während das sauberere Mischwasser entlastet wird.

Die im Folgenden dargestellten qualitätsabhängigen Steuerungsstrategien bei hoher Systemauslastung sind im Steuerungscode wie folgt implementiert. Wird die Bedingung für die Füllstände im System überschritten, so wird auf die vorher definiert Zeitreihe zurückgegriffen, die die Qualität der Mischwasserströme zum jeweiligen Simulationszeitpunkt vergleicht und darauf basierend die Drosselanpassung vornimmt. Der zugehörige Code der Steuerung befindet sich in Anhang G (Qualitätsabhängige Steuerung STEUERUNG3_1 bis 3_3).

Die folgende qualitätsabhängige Steuerung unter Berücksichtigung der Systemauslastung beinhaltet die Konzentrationsregeln aus der Strategie Schwellenvergleich kombiniert mit einer Berücksichtigung des Beckenfüllstandes. Ist mindestens eines der beiden RÜB zu mehr als 87,5 % gefüllt, greift die Regel des Schwellenvergleiches für die Drosselabflüsse. Bei Unterschreitung der Füllstände, werden die frachtoptimierten Drosselabflüsse beibehalten. Mit dieser Steuerungsregel können 1,5 % der Entlastungsfracht bei einer Mehremission von 1,1 % des Entlastungsvolumens eingespart werden. Unter Verwendung des Direktvergleiches können sogar 2,4 % der Entlastungsfracht eingespart werden. An Entlastungsvolumen werden dabei zusätzlich 2,6 % emittiert.

Eine andere Möglichkeit zur Steuerung ist, dass die qualitätsabhängige Steuerungsregel nur beim Überlauf mindestens eines Beckens greift. Mit dem Schwellenvergleich können so 1,7 % Entlastungsfracht eingespart werden bei einer Mehremission an Entlastungsvolumen von nur 0,6 %. Der Direktvergleich der Konzentrationen ist hinsichtlich der Entlastungsfracht noch wirksamer mit einer beachtlichen Frachteinparung von 3 % bei einer Mehremission von 1,2 % Volumen im Vergleich zu den statischen frachtoptimierten Drosselabflüssen. Dieser Wert liegt sehr nahe am mittels Zentralbeckenansatz ermittelten Einsparungspotenzial von etwa 4 %. Eventuell ist das theoretische Einsparungspotenzial der Fracht unter Verwendung einer qualitätsabhängigen Kanalnetzsteuerung somit doch höher als das näherungsweise über den Zentralbeckenansatz ermittelte Frachteinparungspotenzial.

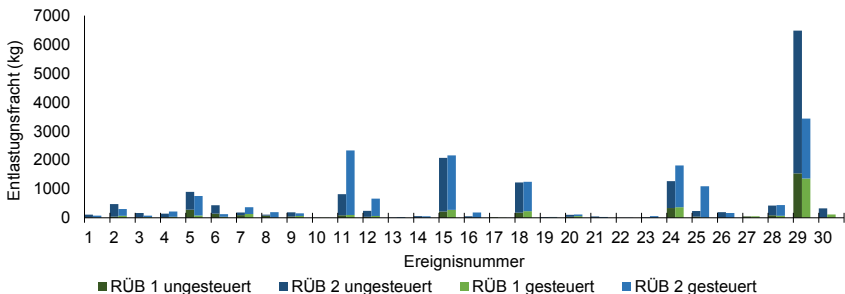


Abb. 6.35: Verteilung der Entlastungsfrachten der einzelnen Überlaufereignisse auf beide Becken bei statischen und qualitätsabhängig gesteuerten Drosselabflüssen

Abb. 6.35 zeigt die Verteilung der Entlastungsfrachten bei den einzelnen Überlaufereignissen zwischen dem ungesteuerten und statisch frachtoptimierten System und dem bei Überlauf im Direktvergleich gesteuerten System im Vergleich. Die Gesamtanzahl an Überlaufereignissen ändert sich an den beiden Becken nicht (23 Überläufe an RÜB 1, 27 Überläufe an RÜB 2). Das Überlaufereignis vom 11.01.2016 (Ereignisnummer 19 in Abb. 6.35) findet in der gesteuerten Variante an RÜB 1 nicht mehr statt, stattdessen tritt ein zusätzlicher Überlauf am 08.06.2016 (Ereignisnummer 26) an RÜB 1 auf.

Die durchschnittliche Frachteinsparung bei den Einzelereignissen liegt bei -55 %. Das heißt, dass im Durchschnitt 55 % mehr Fracht im Vergleich zum statisch betriebenen System entlastet werden. Dennoch wird insgesamt eine Einsparung der Entlastungsfracht von 3 % erreicht. Der Grund hierfür liegt an der verhältnismäßig sehr großen absoluten Einsparung bei dem Überlaufereignis am 24.06.2016 (Ereignisnummer 30). Bei diesem Überlaufereignis allein können über 3000 kg AFS-Fracht eingespart werden, was fast alle Mehremissionen bei den anderen Überlaufereignissen kompensieren kann. Dies wird auch in Abb. F.29 im Anhang deutlich. Aufgrund des hohen Ereignisvolumens und der hohen Ereignisfracht dominiert dieser Überlauf die Gesamtergebnisse. Mit einem Gesamtniederschlag von 32 mm ist dieses Niederschlagsereignis auch im Gesamtkontext des Untersuchungszeitraums als bedeutsam anzusehen. Die Besonderheit an diesem Ereignis ist zudem, dass eine sehr hohe AFS-Konzentration von 480 mg/l zu Ereignisbeginn an RÜB 1 aufgezeichnet wurde bei einem sehr großen Zulaufvolumenstrom. Aufgrund dessen setzt die Steuerung den Ablauf an RÜB 1 hoch und erniedrigt den Abfluss an RÜB 2. So kann der große Frachtstrom an RÜB 1 in hohem Maße zur Kläranlage weitergeleitet werden während der kleinere Frachtstrom an RÜB 2 entlastet wird. Dies führt zu einer relativen Frachteinsparung von 47 %. Bei diesem Ereignis zeigt sich somit die volle Effektivität der qualitätsabhängigen Steuerung.

Ein Unterschied zur volumenabhängigen Steuerung wird bei der Struktur der emittierten Einzelereignisfrachten vor und nach Steuerung deutlich. Während sich die Volumina und Frachten der Einzelereignisse zwischen ungesteuertem und volumenabhängig gesteuertem System kaum unterscheiden (siehe Abb. 6.33), sind nur die emittierten Volumina beim qualitätsabhängig gesteuerten System im Vergleich zum statischen System sehr ähnlich. Beim qualitätsabhängig gesteuerten System unterscheiden sich die Einzelereignisfrachten deutlicher von denen des statisch betriebenen Systems.

Für die Evaluierung der Effizienz der untersuchten qualitätsabhängigen Steuerungsstrategien ist das vollständig simulierte Modell ohne Berücksichtigung der gemessenen Ganglinien ungeeignet. Bei einem Vergleich der statisch frachtoptimierten Variante des vollsimulierten Systems mit dem im Direktvergleich bei Überlauf eines Beckens gesteuerten Systems ergibt sich keine Einsparung ($<0,1\%$) hinsichtlich der AFS-Emission. Stattdessen werden 0,2 % mehr Volumen als in der statischen Systemvariante emittiert. Somit wäre die tatsächliche Wirksamkeit dieser Steuerungsstrategie basierend auf einer vollständigen Simulation nicht erkannt worden.

Denkbar ist ebenfalls die gekoppelte Verwendung von Überlaufmessdaten und die Modellierungsergebnisse der Abflussqualität bei einer qualitätsabhängigen Kanalnetz-

steuerung. So könnte immer, wenn ein Überlauf im System gemessen wird, unter Verwendung der modellierten Abflussqualität entschieden werden, wie die Drosselabflüsse an den Becken einzustellen sind. Dieser pragmatische Ansatz ermöglicht eine qualitätsabhängige Abflusssteuerung ohne den Betrieb von Online-Qualitätssonden. Um die Effizienz einer solchen Steuerungsstrategie zu untersuchen, wurde die Steuerung mittels Direktvergleich bei Beckenüberlauf unter Berücksichtigung der gemessenen Zulaufvolumenströme und der simulierten Abflussqualitäten verwendet. Angewendet auf die tatsächlich gemessenen Konzentrationsganglinien führen die daraus resultierenden Steuerungsentscheidungen zu einer höheren Frachtemission von 2,2 % im Vergleich zu den statisch frachtoptimierten Drosselabflüssen bei einer Erhöhung des Entlastungsvolumens von 4,7 %. Somit erzielt der statische Betrieb des Kanalnetzes deutlich bessere Ergebnisse. Allerdings wurde das Qualitätsmodell zwar sorgfältig aufgestellt, aber nicht kalibriert. Eventuell wäre diese Art der Steuerung bei einem kalibrierten Qualitätsmodell erfolgreicher. Die bisher gewonnenen Ergebnisse aus Kapitel 5.4 deuten jedoch nicht darauf hin, dass in dem in dieser Studie untersuchten Einzugsgebiet eine erfolgreiche realitätsnahe Modellierung der Abflussqualität möglich ist.

6.3.4 Zusammenfassende Diskussion zur Abschätzung des Steuerungspotenzials

Der messdatenbasierte Simulationsansatz ermöglicht den Vergleich verschiedener Steuerungsstrategien. Das maximale theoretische Einsparungspotenzial einer volumenabhängigen Steuerung, das mittels Zentralbeckenansatz ausgewertet wurde, beträgt nur 4 % im Vergleich zu einem System mit statisch optimierten Drosselabflüssen. In der Realität kann dieser optimale theoretische Wert aufgrund von Fließzeiten und der hydraulischen Leistungsfähigkeit des angeschlossenen Kanalnetzes nicht erreicht werden. Das reale Steuerungspotenzial ist somit noch geringer.

Im Vergleich mit den Ergebnissen internationaler Studien (z. B. Dirckx et al. 2011; Lacour et al. 2011; Peters et al. 2007; Seggelke et al. 2008; Weinreich et al. 1997) ist das ermittelte Einsparungspotenzial durch dynamische Steuerungsstrategien sehr niedrig. Cembrano et al. (2004) und Petruck et al. (2003) ermittelten ein ähnlich niedriges Reduktionspotenzial für Mischwasserüberläufe in Barcelona von 2,3 % bzw. 5 %. Borsányi et al. (2008) stellten ebenfalls teilweise niedrige Steuerungspotenziale abhängig von den jeweiligen Klimabedingungen. Unter Berücksichtigung von Unsicherheiten konnten van Daal et al. (2017) auch nur sehr geringe Wirkungen von Steuerungsstrategien auf die Entlastungsanzahl und Volumina feststellen.

Das niedrige Steuerungspotenzial in dieser Studie liegt zum einen an dem sehr kleinen Untersuchungsgebiet, das nur aus zwei Becken besteht. In realen größeren Gebieten kann das Steuerungspotenzial höher sein. Zum anderen werden in den meisten Studien die Einsparungspotenziale durch Steuerungen nur im Bezug zu einem beliebig schlechten Ausgangszustand angegeben und nicht wie in dieser Arbeit im Vergleich zu einem bereits statisch optimierten System. So wird die tatsächliche Wirksamkeit der Steuerung oft überschätzt. Eine nicht realitätsnahe Abbildung der hydrologischen Niederschlags-Abfluss- und Qualitätsprozesse in rein modellbasierten Studien (Butler und Davies 2004) können zusätzlich ein größeres Einsparungspotenzial durch Steuerungsstrategien vortäuschen.

Ein generelles Problem bei qualitätsabhängigen Steuerungsstrategien stellt die Unkenntnis des zukünftigen Abflussgeschehens und den auftretenden Konzentrationen dar. Einige Untersuchungen bedienen sich Niederschlagsprognosen zur Simulation der zukünftigen Abflussmenge und -qualität (Lund et al. 2018). Diese unterliegen jedoch den bereits beschriebenen Unsicherheiten. Dieser Effekt vermindert das reale Steuerungspotenzial von qualitätsbasierten Steuerungsstrategien zusätzlich.

Auch eine halbstatische Systemsteuerung, die automatisch den optimalen Drosselabfluss der vorangegangenen drei Monate einstellt, wurde getestet. Damit lässt sich eine Reduktion der Entlastungsfracht um 0,7 % und des Entlastungsvolumens um 0,5 % im Vergleich zum optimierten statischen Drosselabfluss erreichen. Damit kann also keine relevante Reduktion der Emissionen hervorgerufen werden im Vergleich zum statisch optimierten System. Ein halbstatisches Steuerungssystem ist jedoch in der Lage, sich automatisch an veränderte Randbedingungen im Untersuchungsgebiet, z. B. durch neu erschlossene Baugebiete anzupassen und somit Planungsfehler oder Abweichungen vom Prognosezustand dauerhaft auszugleichen. Im untersuchten Fall sind keine Änderungen in den Einzugsgebieten im Untersuchungsgebiet im Untersuchungszeitraum bekannt.

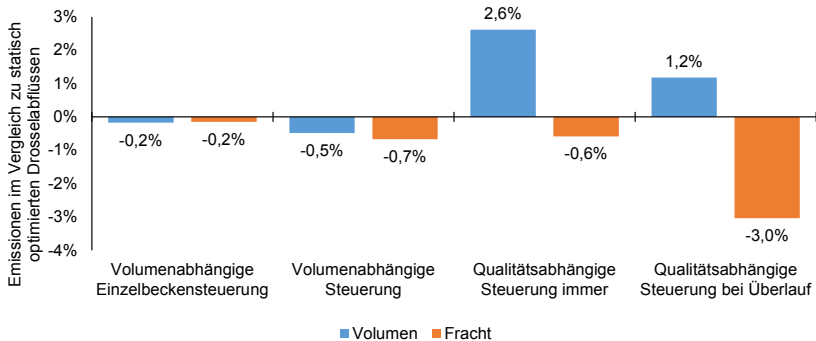


Abb. 6.36: Emissionseinsparung ausgewählter Steuerungsstrategien im Vergleich zu statisch optimierten Drosselabflüssen

Abb. 6.36 zeigt die Emissionen der gesteuerten Systemvariante im Vergleich zu den Emissionen der statisch optimierten Drosselabflüsse für ausgewählte Steuerungsstrategien. Die volumenabhängige Einzelbeckensteuerung kann maximal 0,2 % der Gesamtentlastung einsparen. Die untersuchte volumenabhängige Steuerungsstrategie beider Becken reduziert das Entlastungsvolumen um 0,5 % und die Entlastungsfracht um 0,7 %. Somit sind die untersuchten volumenabhängigen Steuerungsstrategien nicht in der Lage, eine signifikante Reduktion der Emissionen hervorzurufen.

Die untersuchten qualitätsabhängigen Steuerungsstrategien zeigen eine höhere Wirksamkeit als die volumenabhängigen Strategien hinsichtlich der Entlastungsfrachten, führen allerdings zu einem erhöhten Gesamtentlastungsvolumen. Mit einer dauerhaft laufenden qualitätsabhängigen Steuerung (nicht nur bei Niederschlägen) können 0,6 % der entlasteten Feststofffracht eingespart werden, was keiner relevanten Veränderung

der Emissionen entspricht. Dabei werden 2,6 % mehr Volumen im Vergleich zum statisch frachtoptimierten System entlastet.

Der Verschleiß der Drossleinrichtungen durch permanente Änderung der Sollwerte ist ein betrieblicher Nachteil von Echtzeitsteuerungen. Eine qualitätsabhängige Steuerungsstrategie, die nur unter hoher Systemauslastung eingreift (Füllstand der RÜB oberhalb einer bestimmten Schwelle oder nur während des Überlaufens), schont die Drossleinrichtungen im Vergleich zu einer dauerhaft operierenden Steuerung und greift nur dann in das Abflussgeschehen ein, wenn es nötig ist. Mit einer derartigen Strategie können bis zu 3 % der emittierten Fracht bei nur 1 % Mehremission an Volumen eingespart werden können. Insgesamt sind die untersuchten qualitätsabhängigen Steuerungsregeln, die erst einschreiten, wenn ein bestimmter Füllstand im System überschritten wird, deutlich effektiver als die, die permanent laufen und allein die Zulaufkonzentrationen des Mischwassers berücksichtigten. Für qualitätsabhängige Steuerungsstrategien sollte somit immer die aktuelle Systemauslastung mitberücksichtigt werden.

Die Höhe der Einsparung durch eine Echtzeitsteuerung ist abhängig vom Spielraum der zu steuernden Drosseln. Je höher der Steuerungsspielraum, desto höher sind auch die zu erzielenden Emissionseinsparungen. Die hydraulische Leistungsfähigkeit des unterhalb liegenden Kanalnetzes muss jedoch in jedem Fall für die Wahl des Maximalabflusses bei einer Steuerung berücksichtigt werden. Gleichzeitig werden mit größeren Abweichungen von den optimalen statischen Drosselabflüssen auch die Auswirkungen möglicher Fehlentscheidungen größer. Aus behördlicher Sicht ist das fast vollständige Schließen einer Drossel bei einem Niederschlagsereignis zugunsten eines anderen RÜB daher sicherlich schwierig zu rechtfertigen.

Alle untersuchten volumenabhängigen Steuerungsstrategien führten auch zu einer Reduktion der Entlastungsfracht in einer ähnlichen Größenordnung wie die Reduktion des Entlastungsvolumens. Eine volumenbasierte Steuerungsstrategie hat im Untersuchungsgebiet somit auch immer einen positiven Einfluss auf die Gewässerqualität.

Tab. 6.9: Anzahl der Entlastungsereignisse bei den verschiedenen untersuchten Betriebsvarianten im Vergleich

Variante	Entlastungsereignisse	
	RÜB 1	RÜB 2
Statisch volumenoptimierte Drosselabflüsse	22	27
Statisch frachtoptimierte Drosselabflüsse	23	26
Volumenabhängige Einzelbeckensteuerung	22	27
Volumenabhängige Steuerung	23	27
Qualitätsabhängige Steuerung immer	21	26
Qualitätsabhängige Steuerung bei Überlauf	23	26

Die Zahl der Entlastungsereignisse bei den verschiedenen Steuerungsvarianten lag zwischen 21 und 23 Ereignissen an RÜB 1 und 26 und 27 Ereignissen an RÜB 2. Somit ergeben sich keine größeren Abweichungen zum statisch volumenoptimierten (22 an

RÜB 1 und 27 an RÜB 2) und zum statisch frachtoptimierten (23 an RÜB 1 und 26 an RÜB 2) System (siehe Tab. 6.9).

6.4 Unsicherheiten der messdatenbasierten Simulation

Die Unsicherheiten bei der Ermittlung optimaler Drosseleinstellungen und Steuerungsstrategien mit dem messdatenbasierten Ansatz bestehen zum großen Teil aus den in Kapitel 5.4.5 diskutierten Unsicherheiten der Messdaten selbst. Hinzu kommt eine zeitliche Ungenauigkeit aufgrund der Berechnung sämtlicher Simulationsläufe in fünfminütiger Auflösung. Diese Auflösung wurde gewählt, da zum einen die Online-Qualitätsdaten nur in fünfminütiger Auflösung vorlagen, zum anderen konnten damit negative Zulaufwerte, die aus der Zulauf-Ablaufbilanzierung (siehe Kapitel 4.4.2) herkommen, heraus geglättet werden. Die Berechnungszeiten bei der messdatenbasierten Simulation konnten ebenfalls deutlich reduziert werden, was insbesondere bei vielfachen Simulationsläufen im Rahmen der automatischen Optimierung ein weiterer Vorteil war. Extrem kurzzeitige Spitzen der Zuläufe wurden damit allerdings „abgeschnitten“, was Auswirkungen auf die Effektivität von statischen oder dynamischen Optimierungen haben kann. Ist der Überlauf beispielsweise sehr kurz, wie im Beispiel von Abb. F.27 im Anhang F im Zeitraum der Zulaufspitze gegen 04:00 Uhr, so kann das tatsächliche Überlaufvolumen durch die Mittelung der Werte reduziert sein. Diese zeitliche Bilanzierungsungenauigkeit ist aber im Vergleich zu den Unsicherheiten der Messdaten selbst verhältnismäßig klein.

Den mit Sicherheit größten Beitrag zur Messunsicherheit der hydrometrischen Ganglinien trägt die Bestimmung des Überlaufvolumens mittels Poleni-Formel (siehe Gleichung (4.1)). Die Unsicherheiten liegen für Ereignisse mit Überlauf sicherlich deutlich über den 15-20 % aus der reinen Durchflussmessung. Die Ausführung des Überlaufwehres als definiertes Messwehr mit mehreren Wasserstandsmessungen entlang der Schwelle könnte diese Unsicherheiten reduzieren.

Die Auswirkungen von Unsicherheiten der hydrometrischen Messdaten wurden beispielhaft mittels Aufprägung von möglichen Messfehlern bei der statischen Systemoptimierung untersucht. Bei dynamischen Steuerungsstrategien sollten sich die untersuchten Messfehler in einer ähnlichen Größenordnung auf die Simulationsergebnisse auswirken. Dies gilt es in zukünftigen Untersuchungen zu überprüfen.

Alle untersuchten hydrometrischen Messfehler zur Abbildung typischer Unsicherheiten zeigten mit bis zu 57 % Veränderung der Gesamtemissionen einen deutlichen Einfluss auf die absoluten Gesamtemissionen aus dem Gebiet. Die optimalen Drosseleinstellungen wurden jedoch auch unter der Annahme fehlerhafter Messdaten relativ gut wiedergegeben. Bei ungerichteten Zufallsfehlern sowie gerichteten Fehler bei der Durchflussmessung, wie die Überprüfung der Durchflussmessung sie in dieser Studie ergeben hat, wurden optimale Drosselabflüsse sehr nahe oder innerhalb der technischen Drosselgenauigkeit von $\pm 10\%$ erreicht. Diese Drosseleinstellungen führen im Betrieb zu einer Erhöhung der Gesamtemissionen von maximal 1 %. Messfehler bei der Überstaumessung zur Berechnung des Überlaufvolumens haben einen etwas größeren

Einfluss. Hier kommt es mit den auf den fehlerhaften Daten optimierten Drosselabflüssen zu rund um 2 % erhöhten Emissionen.

Die Unsicherheiten bei der Verwendung einer lokal kalibrierten Spektrometersonde zur Online-Erfassung der Feststoffkonzentrationen lagen in der durchgeführten Untersuchung im Zulauf des LFKW bei rund 30 %. Dieser Wert liegt unter anderen internationalen Literaturwerten von bis zu 100 % (Gamerith 2011). Exemplarisch nachkalibrierte Online-AFS-Messdaten lieferten mit einer Differenz von nur 2 l/s fast identische Drosselabflüsse wie die unkalibrierter Sonden. Ein im realistischen Bereich liegender Drift der Messwerte für AFS hatte keinen Einfluss auf die Optimierungsergebnisse.

Die Methodik reagiert somit sehr robust auf die typischen Messunsicherheiten bei der Online-Qualitätsmessung. Hinsichtlich der, wie die internationale Literatur zeigt, sehr großen möglichen Abweichungen der Messwerte zwischen kalibrierten und unkalibrierten Sonden bleibt jedoch die Verwendung auf Niederschlagsabfluss kalibrierter Sonden zur messdatenbasierten Optimierung angeraten.

Die Unsicherheiten bei der Niederschlags-Abflusssimulation sind generell hoch. Insbesondere Qualitätsmodelle können die realen stofflichen Vorgänge i. d. R. nur sehr schlecht wiedergeben (Kleidorfer et al. 2009) und damit oft ein sehr hohes Unsicherheitsniveau aufweisen (Dotto et al. 2010; Kanso et al. 2005). Auch Willems (2008) sowie Freni und Mannina (2010) beschrieben insbesondere bei den Wasserqualitätsmodellen einen deutlichen Beitrag zur Gesamtmodellunsicherheit.

Verschärft wird diese Problematik, wenn zu den Modellunsicherheiten noch Parameterunsicherheiten aufgrund falscher oder nicht aktueller Planungsunterlagen hinzukommen. So beschrieben Bachmann-Machnik et al. (2018) die Abweichungen in den Modellierungsergebnissen aufgrund von Parameterunsicherheiten bei der oftmals nur unzureichend bekannten angeschlossenen undurchlässigen Fläche von bis zu 80 % hinsichtlich Entlastungsvolumens und -fracht. Unter Verwendung des vollständig simulierten Systems zur statischen Drosseloptimierung konnten im Rahmen dieser Studie dennoch Drosselabflüsse generiert werden, die zwar außerhalb der technischen Drosselungenauigkeit der optimalen Drosselabflüsse lagen, aber dennoch nur Mehremissionen von nur etwa 2 % generierten. Die Unsicherheiten bei einer vollständigen simulationsbasierten Systemoptimierung liegen damit in einem ähnlichen Bereich wie die der messdatenbasierten Simulation.

Allerdings wurden im untersuchten vollständig simulierten System die angeschlossenen undurchlässigen Flächen sehr detailliert über Niederschlags-Abflussbilanzen bestimmt. Die Parameterunsicherheiten der angeschlossenen undurchlässigen Fläche wurden somit nicht angemessen berücksichtigt. Diese können bei über 50 % liegen (Bachmann-Machnik et al. 2018). In der Regel sind die Unsicherheiten aufgrund der angeschlossenen undurchlässigen Fläche bei Niederschlags-Abflussmodellen somit deutlich höher und können so die Optimierungsergebnisse signifikant beeinflussen. Hier liegt der wahre Vorsprung der messdatenbasierten Simulation gegenüber herkömmlichen Simulationsoptimierungen.

6.5 Reales Potenzial der statischen Optimierung und Kanalnetzsteuerung

Abb. 6.37 zeigt die Effektivität der verschiedenen Betriebsoptimierungen im Vergleich bezogen auf das untersuchte realistische Referenzszenario aus Kapitel 6.2.4. mit im Ausgangszustand nicht optimal eingestellten Drosselabflüssen.

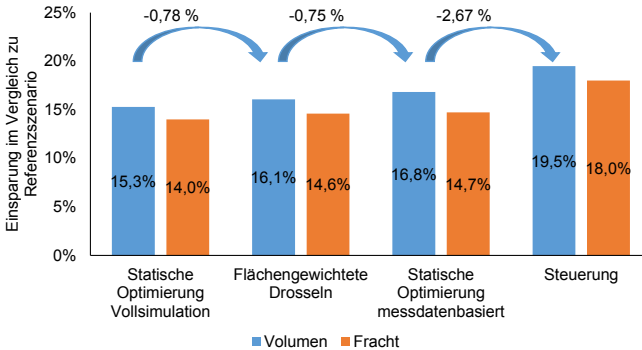


Abb. 6.37: Zusammenfassender Vergleich der Einsparung verschiedener Betriebsoptimierungen bezogen auf die Emissionen aus realistischem Referenzszenario

Die blauen Pfeile geben den Unterschied zwischen den dargestellten Varianten bezogen auf die Volumeneinsparung an. Bei der statischen Optimierung mittels Vollsimulation kann im Vergleich zum Referenzszenario 15 % des emittierten Volumens eingespart werden. Bei der Verwendung flächengewichteter Drosselabflüsse kann eine zusätzliche Einsparung von weniger als 1 % des Entlastungsvolumens erzielt werden. Dass die vollständige hydrologische Simulation und die flächengewichteten statischen Drosselabflüsse so gute Ergebnisse erzielen, ist darauf zurückzuführen, dass die angeschlossenen Flächen sehr genau aus Niederschlags-Abflussbilanzen bestimmt wurden.

In Systemen, in denen die angeschlossenen undurchlässigen Flächen also genau bekannt sind, liefern bereits die herkömmlichen hydrologischen Simulationen sowie einfache flächengewichtete Drosselabflüsse sehr gute Ergebnisse hinsichtlich der Minimierung der Gesamtemissionen. Die flächengewichteten Drosselabflüsse entsprechen dabei einer gleichmäßigen Verteilung der Regenabflussspenden im System, wie sie mit der Bemessung der RÜB nach ATV-A 128 (ATV 1992) angestrebt wird.

In der Praxis sind diese Werte meist jedoch nur sehr ungenau bestimmt bzw. spiegeln nicht den realen Planungszustand wider. Bei einer genauen Erhebung sind Messungen des Niederschlags und des Abflusses unerlässlich. Die Abflussdaten könnten ebenso für eine messdatenbasierte Systemoptimierung verwendet werden. Niederschlagsdaten werden dafür nicht benötigt, das heißt der Aufwand der Messkampagne ist geringer im Vergleich zu Messungen zur Niederschlags-Abflussbilanzierung.

Die messdatenbasierte statische Optimierung der Drosselabflüsse hinsichtlich des emittierten Volumens kann im Vergleich zum Referenzszenario 17 % des Gesamtentlastungsvolumens und 15 % der Gesamtentlastungsfracht einsparen. Das theoretische Einsparungspotenzial durch eine ideale Steuerung (ermittelt über den Zentralbeckenansatz) liegt bei 20 % bezogen auf das Entlastungsvolumen. Somit kann eine Verbesserung im Verhältnis zum statisch optimierten System von 3 % hervorgerufen werden. In der Realität kann dieser Wert jedoch nicht erreicht werden. Der Aufwand der Implementierung einer Echtzeitsteuerung ist relativ groß im Verhältnis zu dem nur geringen zusätzlichen Einsparungspotenzial im Vergleich zur optimierten statischen Drosseleinstellung. In realen und ausgedehnteren Systemen könnte der Effekt der Steuerung je doch größer sein als im untersuchten fiktiven Einzugsgebiet.

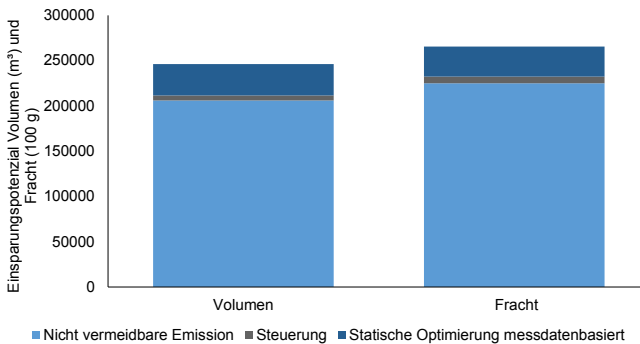


Abb. 6.38: Nicht vermeidbare Emissionen und Einsparungsmöglichkeiten durch statische Drosseloptimierung (Minimierung des Überlaufvolumens) und Echtzeitsteuerung

Die statische Systemoptimierung bringt in diesem Fall somit einen deutlich größeren Nutzen für die Gewässer, in die eingeleitet wird, als eine dynamische Steuerung der Abflüsse. Zusätzlich ist der Aufwand für die statische Optimierung geringer, da keine Steuerungsalgorithmen geschrieben und die Bauwerke nicht mit zusätzlicher Technik ausgestattet werden müssen.

Eine zusätzliche Reduktion der Emissionen (nicht vermeidbare Emission in Abb. 6.38) ist ohne den Bau von Speicherbauwerken bzw. Behandlungsanlagen oder der Erhöhung des Mischwasserzuflusses zur Kläranlage nicht möglich. Letztere Maßnahme erhöht allerdings die stofflichen Emissionen aus der Kläranlage, was einen Ausbau der Kläranlage erforderlich macht. Dies erfordert zusätzlich eine integrierte Betrachtung der Gesamtemissionen des Systems.

6.6 Zwischenfazit zur messdatenbasierten Simulation

Die vorgestellte Methode zur Verbesserung des Betriebs auf Grundlage von Messdaten und Transportmodellierung anstelle von vollständigen hydrologischen Simulationen lieferte plausible und robuste Ergebnisse. Die Methodik ermöglicht es, optimale statische Drosseleinstellungen für die beiden RÜB im Gebiet zu finden und verschiedene dynamische Steuerungsstrategien basierend auf realen Ganglinien zu evaluieren.

In Systemen mit gleichmäßig verteiltem spezifischem Speichervolumen und flächengewichteten Drosselabfluss ist das Einsparpotenzial durch eine statische Optimierung der Drosselabflüsse nicht signifikant. Die Verschiebung der Emissionsschwerpunkte im Gebiet kann jedoch bei nahezu identischen Gesamtemissionen zu einer gezielten Verbesserung der Gewässersituation an bestimmten besonders schützenswerten Gewässern führen.

Die statische Drosseloptimierung hinsichtlich des Entlastungsvolumens und der Entlastungsfracht liefert im untersuchten System sehr ähnliche Ergebnisse. In Gebieten mit gleichmäßiger Volumen-Fracht-Charakteristik ist somit die Erhebung hydrometrischer Messdaten zur Systemoptimierung ausreichend, um einen guten Gewässerschutz auch hinsichtlich der Gewässerqualität zu gewährleisten. Ob in anderen Einzugsgebieten jedoch eine gleichmäßige Volumen-Fracht-Charakteristik vorliegt, muss in jedem Einzelfall messtechnisch festgestellt werden. Da es sich bei den Untersuchungsgebieten um Gebiete handelt, in denen von einem ausgeprägten Spülstoßverhalten auszugehen war (insbesondere an RÜB 1), ist zu erwarten, dass volumenbasierte Optimierungen i. d. R. ausreichend sind, um auch die entlasteten Frachten effektiv zu reduzieren.

Als Grundlage zur messdatenbasierten Systemoptimierung hat sich im fiktiven Einzugsgebiet aus zwei Becken ein Messdatenzeitraum von etwa vier Monaten mit durchschnittlichen Niederschlagscharakteristika und etwa 10 Niederschlagsereignissen als ausreichend erwiesen. In größeren und komplexeren Gebieten kann dieser Datenbedarf jedoch höher sein.

Die vorgestellte Methodik ist robust gegenüber typischen Messfehlern. Weder die üblichen Unsicherheiten bei der Durchflussmessung noch die Unsicherheiten bei der Qualitätsmessung hatten einen gravierenden Einfluss auf die Optimierungsergebnisse. Dennoch sollte bei der für die messdatenbasierte Simulation unumgänglichen Prüfung der Messdaten große Sorgfalt angewandt werden.

Das statische Optimierungspotenzial steigt mit zunehmender Ungleichmäßigkeit im System und ist in Systemen mit mittlerer Dimensionierung am größten.

Qualitätsabhängige Steuerungsregeln, die nur bei hoher Systemauslastung greifen, zeigen eine deutlich größere Effektivität als dauerhaft laufende qualitätsabhängige Steuerungen. Für qualitätsabhängige Steuerungsstrategien sollte somit immer die aktuelle Systemauslastung mitberücksichtigt werden. Eine realistische Abschätzung der Wirksamkeit der untersuchten qualitätsabhängigen Steuerungsstrategien ist mit Hilfe des vollständig simulierten Modells ohne Berücksichtigung der gemessenen Ganglinien nicht möglich. Daraus folgt, dass Steuerungen, die allein auf simulierten Qualitätsganglinien basieren, keine für die Gewässer vorteilhaften Steuerungsentscheidungen treffen können.

Eine Reduktion des Entlastungsvolumens durch volumenbasierte statische Optimierung oder Steuerungsstrategien hat in dieser Studie immer auch zu einer Reduktion der Entlastungsfracht geführt. Eine Reduktion der Feststoff-Entlastungsfracht durch qualitätsabhängige Steuerungsstrategien kann jedoch zu einer Erhöhung des Überlauf-

volumens führen. Diese reine Volumenerhöhung ist aus gewässerökologischer Sicht jedoch erstmal nicht relevant. Die Erhöhung der Überläufe durch die Steuerung liegt im Rahmen des Spielraums des Drosselabflusses (also in dieser Studie 35 l/s). Dieser Spielraum ist im Vergleich zu den Spitzenüberläufen aus dem System (in dieser Studie rund 4 m³/s an RÜB 1 und 7 m³/s an RÜB 2) verhältnismäßig niedrig und sollt somit keine Auswirkungen auf die hydraulische Gewässerbelastung haben.

Das erhöhte Entlastungsvolumen kann aber bei gelösten Substanzen, die in dieser Studie nicht betrachtet wurden, nachteilige Effekte auf die Gewässerqualität mit sich ziehen. Insbesondere überwiegend gelöst auftretende Spurenstoffe im Regenabfluss sollten daher bei der Auswahl der besten Betriebsstrategie des Kanalnetzes zusätzlich berücksichtigt werden, um eine integrierte Betrachtung der vom Mischsystem hervorgerufenen Gewässerbelastung zu ermöglichen.

Der Aufwand der Implementierung einer Echtzeitsteuerung ist relativ groß im Verhältnis zu dem nur geringen zusätzlichen Einsparungspotenzial im Vergleich zur optimierten statischen Drosseleinstellung. In realen ausgedehnteren Systemen könnte der Effekt der Steuerung jedoch größer sein als im untersuchten fiktiven Einzugsgebiet.

Werden die angeschlossenen befestigten Flächen und deren Abflusswirksamkeit sowie Planungszustände in den Einzugsgebieten detailliert erfasst (beispielsweise durch die Auswertung von Niederschlags-Abflussbilanzen), können auch reine Niederschlags-Abflusssimulationen zuverlässig zur volumenbasierten Betriebsoptimierung des Systems verwendet werden. Diese sind aber häufig nur unzureichend bekannt und mit großen Unsicherheiten behaftet. In diesem Fall zeigt sich der wahre Vorteil der vorgestellten messdatenbasierten Methodik: Zum jeweiligen aktuellen Entwicklungsstand des Einzugsgebiets können Betriebsentscheidungen realistisch abgebildet und verschiedene Szenarien evaluiert werden.

Durch die Verarbeitung der Messdaten in einem Transportmodell bei der datenbasierten Simulation können verschiedene Betriebsszenarien untersucht werden. Die Berücksichtigung von Prognosen zur Bevölkerungsentwicklung oder Klimavorhersagen können beim messdatenbasierten Ansatz jedoch nicht ausgewertet werden. Hierfür sind weiterhin hydrologische Niederschlags-Abflusssimulationen erforderlich.

7 Schlussfolgerungen und Ausblick

Im ersten Teil dieser Arbeit wurden hoch aufgelöste Wasserstands- und Durchflussdaten sowie spektrometrisch ermittelte Äquivalenzkonzentrationen für Feststoffe und chemischen Sauerstoffbedarf erhoben und ausgewertet.

Spektrometersonden sind in der Lage, Äquivalenzkonzentrationen für Feststoffe und CSB im Kanalnetz hoch aufgelöst zu erfassen. Diese Daten können wertvolle Informationen zur Verbesserung des Kanalnetzbetriebs geben. Bei guten Randbedingungen an der Messstelle ist der Aufwand, den die Messungen mit sich bringen, im Vergleich zum Nutzen, der aus den Daten gewonnen werden kann, vertretbar. Gute Randbedingungen liegen vor, wenn das Abwasser frei von Störstoffen, die hartnäckige Verschmutzungen des Messfensters oder Interferenzen hervorrufen, ist. Diese Einflussfaktoren sind im Voraus der Messung jedoch schwer zu erkennen. Eine permanent eingetauchte Einbauweise der Spektrometersonden ist trotz des höheren Wartungsaufwands empfehlenswert. Eine zuverlässige Datenprüfung- und Korrektur der Messdaten ist in jedem Fall unerlässlich.

Die lokale Kalibrierung der Spektrometersonden ist empfehlenswert, für den direkten Vergleich verschiedener Bewirtschaftungsstrategien jedoch nicht unbedingt notwendig. Soll eine absolute Frachtabschätzung durchgeführt werden, ist eine lokale Kalibrierung der Messsonden unverzichtbar.

Parameter, die die Spülstoßintensität durch den prozentualen Bezug der Fracht auf das Gesamtereignisvolumen bestimmen, sind für die direkte Ableitung von Bewirtschaftungsstrategien nur bedingt geeignet. Durch die Willkür bei der Definition des Ereignisstarts und -endes können Spülstöße „künstlich erzeugt“ oder heraus gemittelt werden. Eine einheitliche Praxis für die Beschreibung der Spülstoßausprägung zur Ableitung zuverlässiger Bewirtschaftungsstrategien ist nötig. Die Beschreibung der Spülstoßausprägung über das Verhältnis der Frachten vom zweiten zum ersten Abflussmilimeter bei einem Niederschlagsereignis lässt weniger Entscheidungsspielraum bei der Spülstoßauswertung. Sie erlaubt gleichzeitig eine Abschätzung des im System zum Frachtrückhalt erforderlichen Speichervolumens.

Die allgemeinen Modellvorstellungen zwischen den als ursächliche angenommenen Niederschlagsmerkmalen und der Spülstoßausprägung gelten in keinem der beiden untersuchten Einzugsgebiete. Weder die Dauer der vorangegangenen Trockenwetterphasen noch Niederschlagsintensitäten oder -summen können die Stärke des Spülstoßes erklären.

Auch die Modellvorstellung einer konstanten Akkumulation auf der Gebietsoberfläche konnte an den beiden RÜB widerlegt werden. Somit muss an jedem Einzugsgebiet einzeln überprüft werden, ob diese Zusammenhänge vorliegen, wenn basierend auf diesen Modellvorstellungen der Betrieb auf Grundlage von Qualitätssimulationen verändert werden soll. Dies kann nur durch Messungen der Abflussqualität erfolgen. Die pauschale Verwendung der beschriebenen Zusammenhänge auf alle Einzugsgebiete kann zu Fehleinschätzungen bei der Wahl geeigneter Betriebsstrategien führen.

Für Echtzeit-Steuerungsentscheidungen basierend auf Online-Messdaten sind die Anforderungen an die Datenqualität hoch. Im Untersuchungsgebiet hätte eine qualitätsabhängige Steuerung in 18 % der Gesamtzeit nicht funktioniert, da mindestens eine der Messsonden keine hinreichend verlässlichen Daten lieferte. Werden mehr Sonden eingebaut, steigt die Wahrscheinlichkeit, dass mindestens eine Messung ausfällt weiter an. Nur, wenn alle Messsonden einwandfrei funktionieren, kann eine Verbundsteuerung sinnvolle Steuerungsentscheidungen treffen. Wird vereinfachend von einer Ausfallwahrscheinlichkeit einer Steuerung, die Messdaten von zwei Spektrometersonden erhält, von 18 % ausgegangen, beträgt die Wahrscheinlichkeit, dass ein System aus zwei Sonden funktioniert, 82 %. Die Messdaten einer Sonde allein können nicht als Grundlage für eine Verbundsteuerung verwendet werden. Die Wahrscheinlichkeit, dass ein System aus einem Vielfachen n von zwei Sonden funktioniert, beträgt somit, wenn der Ausfall der Sonden unabhängig voneinander ist, $0,82^n$. Bei einem System aus insgesamt sechs Spektrometersonden läge die Ausfallwahrscheinlichkeit somit bei 45 %, ein System mit 10 Sonden würde in voraussichtlich 63 % der Zeit nicht laufen. Durch die zunehmende Verbesserung der Messtechnik und neuere Messverfahren könnten diese Betriebsausfälle voraussichtlich verringert werden.

Im zweiten Teil dieser Arbeit wurde ein neuer Ansatz zur Verbesserung des Kanalnetzbetriebes erprobt. Die herkömmliche Methode sieht für die Auswertung des Kanalnetzbetriebes die Verwendung von hydrologischen Niederschlags-Abflussmodellen und Schmutzfrachtberechnungen vor. Diese unterliegen insbesondere bei den Prozessen der Abflussbildung sowie der Akkumulation und des Abtrags von Feststoffen aus den Einzugsgebieten oft großen Unsicherheiten. Für die neu vorgestellte messdatenbasierte Simulation werden gemessene Ganglinien für Abflussmenge und -qualität direkt als Systeminput eines Transportmodells verwendet. In diesem Modell sind die Haltungen und Speicherbauwerke des Systems abgebildet. Auf diese Weise kann weiterhin eine Szenarienanalyse für Veränderungen im System unterstrom der Messstellen (Rumpfnetz) durchgeführt werden.

Die messdatenbasierte Simulation von Kanalnetzen kann die Effizienz verschiedener Bewirtschaftungsstrategien, wie die Verwendung statisch optimierter Drosselabflüsse oder die Echtzeit-Steuerung von Speicherräumen, abschätzen. Die Unsicherheiten, denen hydrologische Niederschlags-Abfluss- und Schmutzfrachtsimulationen unterliegen, werden durch die Messunsicherheiten der Messdaten selbst ersetzt.

Die Dauer der zugrunde liegenden Messdatenzeitreihen ist von großer Bedeutung für die Ermittlung optimaler statischer Drosselabflüsse mittels messdatenbasierter Simulation. In dem untersuchten Beispielsystem ist eine Messdatenzeitreihe von etwa vier Monaten Länge mit mittlerer Niederschlagscharakteristik und etwa 10 Niederschlagsereignissen ausreichend für verlässliche Ergebnisse. In komplexeren Gebieten kann der Datenbedarf höher sein, daher bleibt es zu prüfen, wie sich die Größe des Untersuchungsgebiets auf die benötigte Messdatenzeitreihenlänge auswirkt.

Weiterhin müssen alle aus dem Einzugsgebiet kommenden Volumenströme berücksichtigt werden. Eine Vereinfachung des Systems, beispielsweise unter Vernachlässi-

gung von Überlaufvolumina liefert keine optimalen Drosselinstellungen bei Optimierung hinsichtlich des Gesamtüberlaufvolumens. Gerade Überlaufmengenmessungen sind aber häufig nicht vorhanden oder nur schwer zu realisieren. Liegen keine Überlaufmessungen vor, könnten die Abweichungen der Beckenfüllstände voneinander als Optimierungsziel gewählt werden. Mit dieser Variante konnten im Rahmen dieser Studie gute Drosselinstellungen generiert werden. Dies sollte aber an größeren Einzugsgebieten verifiziert werden.

In konventionellen Systemen mit gleichmäßiger spezifischer Regenabflussspende q_r ist das statische Optimierungspotenzial sehr gering. Oftmals sind in der Praxis die spezifischen Regenabflussspenden in Systemen jedoch nicht gleichmäßig verteilt. So können Abweichungen zwischen der realen Gebietsentwicklung vom Planungszustand zu einer ungleichmäßigen Verteilung der spezifischen Regenabflussspenden und somit zu einem unterschiedlichen Entlastungsverhalten und Mehremissionen führen. In diesen Systemen kann mit dem messdatenbasierten Ansatz eine Optimierung der Drosselinstellungen und somit eine relevante Reduktion der Emissionen als dem Kanalnetz realisiert werden.

Anstelle einer gleichmäßigen Auslastung der Speichervolumina kann auch die gezielte Entlastung eines besonders schützenswerten Gewässers das Ziel von Kanalnetzbewirtschaftungsstrategien sein. Die Auswirkungen von Veränderungen der Drosselabflüsse zum Schutz sensibler Gewässer auf die Emissionen aus dem Kanalnetz lassen sich anhand des messdatenbasierten Ansatzes evaluieren. Eine Verschiebung der Emissionsschwerpunkte ist bei annähernd gleicher Gesamtentlastung durch die Veränderung der Drosselabflüsse möglich.

Das größte Optimierungspotenzial durch die statische Drosseloptimierung besteht in Systemen mit mittlerer bis niedriger Auslastung, d. h. in Systemen mit einem Faktor $f_{S,QM}$ zur Berechnung des Mischwasserzuflusses Q_m zur Kläranlage von etwa 6 bis 10. Eine Erhöhung dieses Dimensionierungsfaktors ohne Erhöhung des tatsächlichen Schmutzwasseranfalls im Gebiet führt effektiv zu einer größeren spezifischen Regenabflussspende q_r , die bei Niederschlagsereignissen in der Kläranlage behandelt werden kann.

Die Ungleichberechnung im Einzugsgebiet hatte keinen relevanten Einfluss auf das Optimierungspotenzial. Da sich die beiden RÜB jedoch in weniger als 5 km Entfernung voneinander befinden, kann die Ungleichberechnung in größeren Systemen einen bedeutenderen Einfluss haben. Die Ergebnisse der Verwendung ungleichmäßigerer Niederschlagsdaten von Messstationen in einer räumlichen Entfernung von 17 km legt jedoch nahe, dass der Einfluss der Ungleichberechnung generell gering ist.

Halbstatische Steuerungsstrategien optimieren die Drosselabflüsse im System automatisch in regelmäßigen Zeitabschnitten. Diese Zeithorizonte sind mit mehreren Monaten Dauer jedoch deutlich größer als die für Echtzeitsteuerungen. Sie können zu einer Verminderung der Emissionen beitragen. Der Vorteil dieser Art der Steuerung ist die automatische Anpassung des Systems an veränderte Randbedingungen ohne den technischen Aufwand und den Verschleiß an den Drosselorganen, der im Rahmen von Echtzeitsteuerungen auftritt. Zusätzlich kann, da die Steuerungsentscheidungen nicht in Echtzeit getroffen werden müssen, zusätzliche Sicherheit durch ein Postprocessing der

Daten erreicht werden. Insbesondere bei relativ störanfälligen Messungen, wie Online-Qualitätsmessungen, kann dieser nachträgliche Datenaufbereitungsschritt sinnvoll sein.

In allen untersuchten Szenarien führte eine Reduktion des Entlastungsvolumens auch zu einer Reduktion der Feststoffentlastungsfracht. Volumenbasierte Steuerungen oder Optimierungen sind in diesem Fall daher immer vorteilhaft für die Gewässer, in die eingeleitet wird. Eine Reduktion der AFS-Entlastungsfracht führte aber umgekehrt nicht zwangsläufig auch zu einer Reduktion des Entlastungsvolumens. Die Volumenemission ist grundsätzlich nicht problematisch für das Gewässer, in das eingeleitet wird. Die daraus resultierenden Abflusserhöhungen liegen weit unterhalb der hydraulischen Spitzenbelastung im Gewässer. Für gelöste Stoffe, die in dieser Arbeit nicht betrachtet wurden, kann diese Volumenerhöhung jedoch von Bedeutung für die Gesamtmenge oder Spitzenkonzentration im Gewässer sein. Unter Berücksichtigung des Vorsorgeprinzips sollte daher auch die Reduktion der Entlastungsvolumina als Bewirtschaftungsziel definiert werden. Unter diesem Aspekt sind volumenbasierte Steuerungsstrategien im Untersuchungsgebiet gegenüber qualitätsabhängigen Steuerungsstrategien zu bevorzugen.

In welchen Fällen, die Nutzung von Online-Qualitätsmessdaten einen Vorteil gegenüber der Nutzung von hydrometrischen Daten als Grundlage für Kanalnetzsteuerungen bietet, ist in Abb. 7.1 dargestellt. Ist eine vollständige Beschreibung des Stofftransportes im Schmutzfrachtmodell möglich (Fall A), so kann qualitätsbasiert auch auf Grundlage von Volumina und Abflüssen gesteuert werden. Ist keine Abbildung des Stofftransportes möglich (Fall B), so ist eine qualitätsbasierte Steuerung ohne die Online-Messung der Ablaufkonzentrationen nicht umsetzbar. Im Fall einer gleichmäßigen Ablaufkonzentration während der Niederschlagsereignisse oder wenn der Konzentrationsverlauf weitgehend dem Verlauf des Abflusses folgt (hohe Konzentrationen auch immer bei hohen Abflüssen, Fall C), reichen volumenbasierte oder volumenabhängige Steuerungsstrategien aus, um auch hinsichtlich der emittierten Frachten einen optimalen Gewässerschutz zu gewährleisten. Zu welchem Fall das untersuchte Einzugsgebiet gehört und ob demnach eine dauerhaft installierte Online-Qualitätsmessung als Grundlage für eine Echtzeitsteuerung sinnvoll ist, kann allerdings nur anhand einer Qualitätsmesskampagne festgestellt werden.

Zusätzlich zu der grundsätzlichen Überlegung, wann die Nutzung von Qualitätsdaten zur Kanalnetzsteuerung eine sinnvolle Ergänzung zu hydrometrischen Messdaten bildet, stellt sich die Frage, welchen Nutzen der generelle Einsatz einer Echtzeitsteuerung für das Gewässer hat und welchen Aufwand ihre Umsetzung im Verhältnis dazu erfordert. Derzeit erscheint der Nutzen aus den wenigen Prozenten zusätzlicher Einsparung von emittierten Volumina und Frachten dynamischer Steuerungsstrategien gegenüber deren relativ hohe Ausfallwahrscheinlichkeiten verhältnismäßig eher gering.

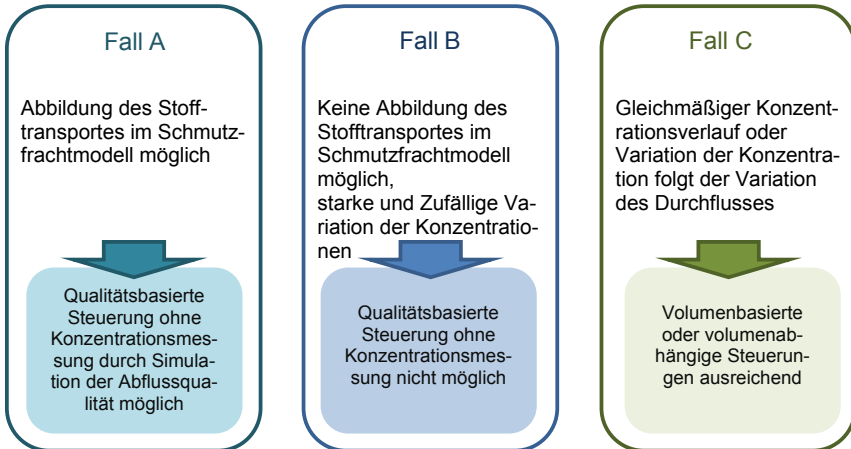


Abb. 7.1: Übersicht über die Wahl geeigneter Steuerungsstrategien

Die durch statische Systemoptimierung generierten Drosselabflüsse erreichen ähnlich niedrige Gesamtemissionen wie eine optimale Steuerungsstrategie. Das Untersuchungsgebiet zur Abschätzung des Steuerungspotenzials ist räumlich sehr kompakt. Die Fließzeiten im Gebiet sind daher gering und die räumliche Verteilung der Niederschläge ist weitgehend gleichmäßig. In Gebieten mit größerer Ausdehnung und daraus resultierenden längeren Fließzeiten und inhomogeneren Niederschlagsverteilungen im Verlauf der Regenereignisse ist insgesamt ein höheres Steuerungspotenzial zu erwarten.

Auch bei einzelnen Ereignissen kann der Wirkungsgrad der Steuerung im untersuchten Beispiel deutlich höher sein als die Auswertung der Gesamtemissionen vermuten lässt. So können insbesondere bei kleinen Ereignissen, die oftmals bei Niedrigwasser im Gewässer auftreten, gute Wirkungsgrade erzielt werden, die in der Gesamtbilanz nicht ins Gewicht fallen. Für das einzelne Ereignis können sie jedoch eine große Entlastung für das Gewässer bedeuten. Wie groß der tatsächliche ökologische Nutzen für das Gewässer durch die Einsparung der Emissionen bei Einzelereignissen ist, sollte Gegenstand künftiger Forschungsvorhaben sein.

Anhand der in dieser Arbeit durchgeführten Untersuchungen kann das in Abb. 7.2 dargestellte Vorgehen für die Verwendung von Online-Messdaten bei der Betriebsoptimierung von Kanalnetzen abgeleitet werden.

Der erste Arbeitsschritt muss nach jeder Erhebung von Messdaten, eine sorgfältige Datenprüfung und Aufbereitung der Messdaten sein. Dies gilt sowohl bei der Verwendung eines messdatenbasierten Simulationsansatzes als auch bei der Verwendung von Messdaten zur Kalibrierung von Niederschlags-Abflussmodellen.

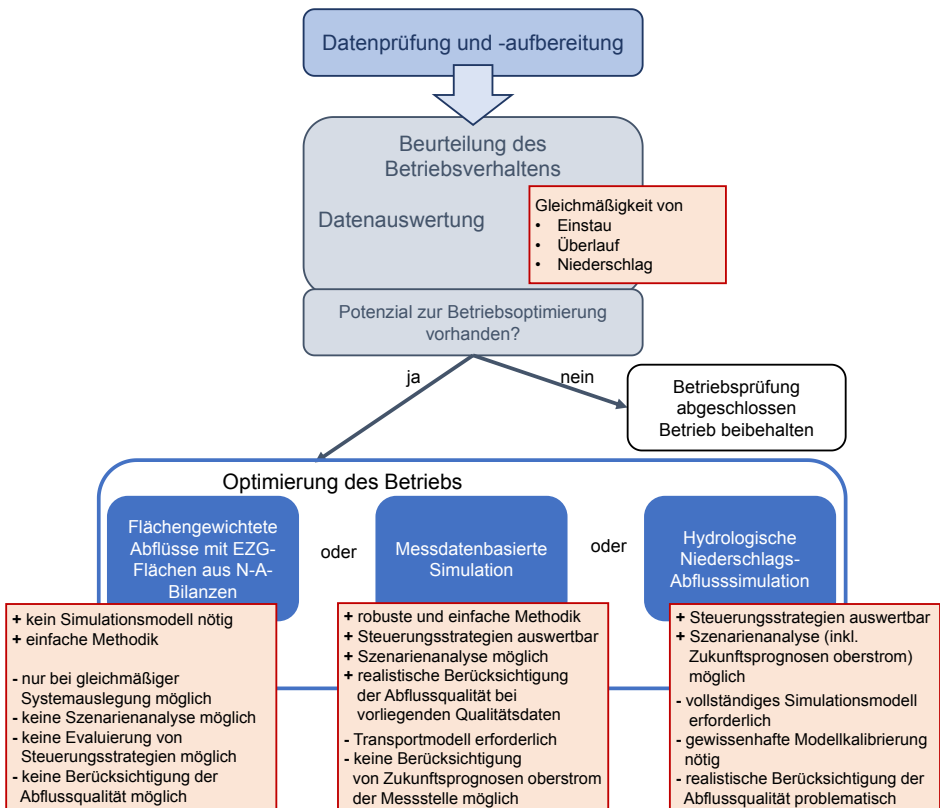


Abb. 7.2: Mögliches Vorgehen bei der Betriebsoptimierung von Kanalnetzen im Mischsystem; EZG = Einzugsgebiet; N-A-Bilanzen = Niederschlags-Abflussbilanzen

Anhand der Auswertung hydrometrischer Messdaten lässt sich feststellen, wo sich im System Entlastungsschwerpunkte befinden und ob eine ungleichmäßige Systemauslastung vorliegt. Die Analyse von räumlich aufgelösten Niederschlagsdaten (z. B. Doppelsummenanalysen) lässt bereits erste Rückschlüsse auf ein möglicherweise vorhandenes Steuerungspotenzial zu.

Ist eine große Ungleichmäßigkeit bei der Anzahl der Entlastungen zwischen den einzelnen Bauwerken im System erkennbar ohne dass in der Planung Entlastungsschwerpunkte zum Schutz besonders empfindlicher Gewässer definiert wurden, kann von einem Optimierungspotenzial des Betriebs ausgegangen werden. Die Stellschraube zur Verbesserung des Systemverhaltens bietet in bestehenden Systemen der jeweilige Drosselabfluss der RÜB. Die optimalen Einstellungen für diese Drosselabflüsse können

auf unterschiedlichen Wegen ermittelt werden, die unter den im Folgenden beschriebenen Einschränkungen alle zu guten Betriebsergebnissen führen.

Die einfachste Möglichkeit liefert die Verwendung flächengewichteter Drosselabflüsse, die einer im Gebiet gleichmäßigen Regenabflusssspende q_r entsprechen. Der Aufbau eines Simulationsmodells ist dafür nicht nötig, jedoch müssen die realen Einzugsgebietsflächen genau bekannt sein. Diese werden am sichersten über die Auswertung von Niederschlags-Abflussbilanzen ermittelt. Anhand der realen angeschlossenen Flächen lässt sich auch die gleichmäßige Systemauslegung überprüfen. Die spezifischen Speichervolumina müssen zur Verwendung der flächengewichteten Drosselabflüsse im gesamten Einzugsgebiet annähernd gleich sein. Szenarienanalysen, z. B. für die Untersuchung der Wirksamkeit von Steuerungsstrategien sind hierbei ebenso wenig möglich wie die Berücksichtigung der Abflussqualität für die Einstellung der Drosselabflüsse.

Eine robuste und einfache Möglichkeit zur Bestimmung optimaler Bewirtschaftungsstrategien bietet die messdatenbasierte Simulation, die in dieser Arbeit vorgestellt wurde. Durch die Transportsimulation der Mischwasserströme ist eine Szenarienanalyse möglich. Beim Vorliegen von Qualitätsdaten kann auch die Abflussqualität problemlos und realitätsnah berücksichtigt werden. So kann im Rahmen von Bestandsberechnungen der optimale Betriebszustand eines Kanalnetzes im Mischsystem erreicht werden. Zukunftsprognosen durch veränderte Niederschläge oder demografischen Wandel können allerdings nicht berücksichtigt werden.

Für Prognoserechnungen mit Veränderungen in den Einzugsgebieten sind weiterhin hydrologische Niederschlags-Abflusssimulationen der Einzugsgebiete erforderlich. Bei Verwendung sorgfältig bestimmter Einzugsgebietsflächen können auch auf diese Weise in Bezug auf die Minimierung des Entlastungsvolumens optimale Betriebslösungen erarbeitet werden. Für diesen Ansatz ist ein vollständiges Simulationsmodell erforderlich. Aufgrund der Stochastizität der Abflussqualität ist es jedoch fraglich, ob AFS-Abflusskonzentrationen bei einer rein simulationsbasierten Optimierung angemessen berücksichtigt werden können.

Die Methodik der messdatenbasierten Systemsimulation wurde in dieser Arbeit beispielhaft an einem kleinen fiktiven Einzugsgebiet evaluiert. Die Anwendbarkeit und Leistungsfähigkeit der erarbeiteten Methodik an realen und größeren Einzugsgebieten zu überprüfen ist Teil zukünftiger Forschungsprojekte.

8 Literaturverzeichnis

- Alex, J.; Beteau, J. F.; Copp, J. B.; Hellinga, C.; Jeppsson, U.; Marsili-Libelli, S.; Pons, M. N.; Spanjers, H.; Vanhooren, H. (1999): Benchmark for evaluating control strategies in wastewater treatment plants. In: Proceedings of European Control Conference ECC'99. Karlsruhe, Deutschland.
- Ashley, R.; Hvitved-Jacobsen, T.; Bertrand-Krajewski, J.-L. (1999): Quo vadis sewer process modelling. In: *Water Sci Technol* 39 (9), S. 9–22.
- ATV (1992): Arbeitsblatt ATV-A 128: Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen. ISBN: 978-3-933693-16-7: DWA, Hennef.
- ATV (2013): Arbeitsblatt ATV-A 166: Bauwerke der zentralen Regenwasserbehandlung und -rückhaltung. St. Augustin. ISBN: 978-3-942964-50-0: DWA, Hennef.
- ATV-DVWK (2003): Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 198: Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen. Hennef. ISBN: 3-924063-48-6: DWA, Hennef.
- Bach, P. M.; McCarthy, D. T.; Deletic, A. (2010): Redefining the stormwater first flush phenomenon. In: *Water Res* 44 (8), S. 2487–2498.
- Bachmann, A. (2014): Unsicherheiten bei der Simulation von Retentionsbodenfiltern zur Mischwasserbehandlung. Masterarbeit. Universität, Stuttgart.
- Bachmann, A.; Wetzel, J.; Dittmer, U. (2016): Assessing the potential of pollution based RTC in a combined sewer system based on highly resolved online quality data. In: SPN8. 8th International Conference on Sewer Processes and Networks. Rotterdam, the Netherlands, 31.08.-02.09.2016, S. 286–290.
- Bachmann-Machnik, A.; Meyer, D.; Waldhoff, A.; Fuchs, S.; Dittmer, U. (2018): Integrating retention soil filters into urban hydrologic models – Relevant processes and important parameters. In: *J Hydrol* 559, S. 442–453.
- Backhaus, K.; Erichson, B.; Plinke, W.; Weiber, R. (2018): Multivariate Analysemethoden. Eine anwendungsorientierte Einführung. 15., vollständig überarbeitete Auflage. Berlin: Springer Gabler. DOI: 10.1007/978-3-662-56655-8.
- Backhaus, K.; Erichson, B.; Weiber, R. (2015): Fortgeschrittene Multivariate Analysemethoden. Eine anwendungsorientierte Einführung. 3., überarbeitete und aktualisierte Auflage. Berlin, Heidelberg: Springer Gabler. DOI: 10.1007/978-3-662-46087-0.
- BAMO IER (2019): Grundlagen der Trübungsmessung. Online verfügbar unter www.bamo.de, zuletzt geprüft am 07.09.2019.
- Barco, J.; Papiri, S.; Stenstrom, M. K. (2008): First flush in a combined sewer system. In: *Chemosphere* 71 (5), S. 827–833.
- Behera, P. K.; Papa, F.; Adams, B. J. (1999): Optimization of regional storm-water management systems. In: *J Water Resour Plann Manage* 125 (2), S. 107–114.
- Berggren, K.; Olofsson, M.; Viklander, M.; Svensson, G.; Gustafsson, A.-M. (2012): Hydraulic impacts on urban drainage systems due to changes in rainfall caused by climatic change. In: *J Hydrol Eng* 17 (1), S. 92–98.
- Bergs, S. (1981): Optimalität bei Cluster-Analysen. Experimente zur Bewertung numerischer Klassifikationsverfahren. Dissertation. Universität, Münster.
- Bertrand-Krajewski, J.-L. (2004): TSS concentration in sewers estimated from turbidity measurements by means of linear regression accounting for uncertainties in both variables. In: *Water Sci Technol* 50 (11), S. 81–88.

- Bertrand-Krajewski, J.-L.; Bardin, J.-P. (2002): Evaluation of uncertainties in urban hydrology: application to volumes and pollutant loads in a storage and settling tank. In: *Water Sci Technol* (4-5), S. 437–444.
- Bertrand-Krajewski, J.-L.; Bardin, J.-P.; Mourad, M.; Béranger, Y. (2003): Accounting for sensor calibration, concentration heterogeneity, measurement and sampling uncertainties in monitoring urban drainage systems. In: *Water Sci Technol* 47 (2), S. 95–102.
- Bertrand-Krajewski, J.-L.; Chebbo, G.; Saget, A. (1998): Distribution of pollutant mass vs volume in stormwater discharges and the first flush phenomenon. In: *Water Res* 32 (8), S. 2341–2356.
- Bertrand-Krajewski, J.-L.; Laplace, D.; Joannis, C.; Chebbo, G. (2000): Mesures en hydrologie urbaine et assainissement. Paris, Frankreich: Editions Tec&Doc.
- BMU (2013): BMU - Binnengewässer - Flüsse und Seen - Biologische Gewässergüte. Bundesumweltministerium. Online verfügbar unter <http://www.bmu.de/themen/wasser-abfall-boden/binnengewaeser/fluesse-und-seen/schutzziele-und-bewertungsparameter/biologische-gewaes-serguete/>, zuletzt geprüft am 01.11.2013.
- Borchardt, D.; Fischer, J.; Mauch, E. (1998): Auswirkungen von Mischwassereinleitungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönose von Fließgewässern. In: *gwf Wasser - Abwasser* (7), S. 395.
- Borchardt, D.; Sperling, F. (1996): Urban stormwater discharges: Ecological effects on receiving waters and consequences for technical measures. In: 7th International Conference on Urban Storm Drainage. ICUSD. Hannover, Germany, S. 359–364.
- Borsányi, P.; Benedetti, L.; Dirckx, G.; Keyser, W. de; Muschalla, D.; Solvi, A.-M.; Vandenberghe, V.; Weyand, M.; Vanrolleghem, P. A. (2008): Modelling real-time control options on virtual sewer systems. In: *Journal of Environmental Engineering and Science* 7 (4), S. 395–410.
- Breinholt, A.; Santacoloma, P.; Mikkelsen, P. S.; Madsen, H.; Grum, M. (2008): Evaluation framework for control of integrated urban drainage systems. In: IWA/IAHR (Hg.): 11th International Conference on Urban Drainage. ICUD. Edinburgh, Scotland, UK, 31.08.-05.09.2008, S. 1–12.
- Brüning, Y.; Bachmann-Machnik, A.; Bakhshipour, A. E.; Dittmer, U. (2019): Messdatenbasierte Optimierung von Drosselabflüssen im Mischsystem. In: Aqua Urbania. Rigi Kaltbad, Schweiz, 09.-10.09.2019.
- Buchholz, P. (2007): Modellierung und Simulation. Kapitel 7 Optimierung von Simulationsmodellen. Vorlesungsfolien. Technische Universität Dortmund.
- Burton, G. A.; Pitt, R. (2002): Stormwater effects handbook. A toolbox for watershed managers, scientists, and engineers. Boca Raton, Fla.: Lewis Publishers.
- Butler, D.; Davies, J. W. (2004): Urban drainage. ISBN: 0-203-14969-6. London, New York: Spon Press.
- Butler, D.; Schütze, M. (2005): Integrating simulation models with a view to optimal control of urban wastewater systems. In: *Environ Modell Softw* 20 (4), S. 415–426.
- Campisano, A.; Cabot Ple, J.; Muschalla, D.; Pleau, M.; Vanrolleghem, P. A. (2013): Potential and limitations of modern equipment for real time control of urban wastewater systems. In: *Urban Water Journal* 10 (5), S. 300–311.
- Caradot, N.; Sonnenberg, H.; Riechel, M.; Matzinger, A.; Rouault, P. (2013): The influence of local calibration on the quality of UV-VIS spectrometer measurements in urban stormwater monitoring. In: *Water Pract Tech* 8 (3-4), S. 417–424.
- Caradot, N.; Sonnenberg, H.; Rouault, P.; Gruber, G.; Hofer, T.; Torres, A.; Pesci, M.; Bertrand-Krajewski, J.-L. (2014): Influence of local calibration on the quality of online wet weather discharge monitoring: feedback from five international case studies. In: IWA/IAHR (Hg.): 13th International Conference on Urban Drainage. ICUD. Kuching, Malaysia, 07.-12.09.2014.

- Caradot, N.; Sonnenberg, H.; Rouault, P.; Gruber, G.; Hofer, T.; Torres, A.; Pesci, M.; Bertrand-Krajewski, J.-L. (2015): Influence of local calibration on the quality of online wet weather discharge monitoring: feedback from five international case studies. In: *Water Sci Technol* 71 (1), S. 45–51.
- Casadio, A.; Maglionico, M.; Bolognesi, A.; Artina, S. (2010): Toxicity and pollutant impact analysis in an urban river due to combined sewer overflows loads. In: *Water Sci Technol* 61 (1), S. 207–215.
- Cembrano, G.; Quevedo, J.; Salameo, M.; Puig, V.; Figueras, J.; Martí, J. (2004): Optimal control of urban drainage systems. A case study. In: *Control Engineering Practice* 12 (1), S. 1–9.
- Chambers, P. A.; Allard, M.; Walker, S. L.; Marsalek, J.; Lawrence, J.; Servos, M.; Busnarda, J.; Munger, K. S.; Adare, K.; Jefferson, C.; Kent, R. A.; Wong, M.P. (1997): The impacts of municipal wastewater effluents on Canadian waters: A review. In: *Water Qual Res J Can* 32 (4), S. 659–713.
- Chen, P. Y.; Tung, C.-P.; Li, Y.-H. (2017): Low impact development planning and adaptation decision-making under climate change for a community against pluvial flooding. In: *Water* 9 (10), S. 756.
- Copetti, D.; Marziali, L.; Viviano, G.; Valsecchi, L.; Guzzella, L.; Capodaglio, A. G.; Tartari, G.; Polesello, S.; Valsecchi, S.; Mezzanotte, V.; Salerno, F. (2019): Intensive monitoring of conventional and surrogate quality parameters in a highly urbanized river affected by multiple combined sewer overflows. In: *Water Supply* 19 (3), S. 953–966.
- Corving, H.; Clemens, F. (2005): Impact of dimension uncertainty and model calibration on sewer system assessment. In: *Water Sci Technol* 52 (5), S. 35–42.
- Cureton, E. E.; D'Agostino, R. B. (1983): Factor analysis: an applied approach. Hillside, NJ: Lawrence Erlbaum Associates.
- CWP (2005): Technical note #28, first flush of stormwater pollutants investigated in Texas. Watershed protection techniques.
- Deletic, A. (1998): The first flush load of urban surface runoff. In: *Water Res* 32 (8), S. 2462–2470.
- Denault, C.; Millar, R. G.; Lence, B. J. (2006): Assessment of possible impacts of climate change in an urban catchment. In: *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 42 (3), S. 568–697.
- Dettmar, J.; Brombach, H. (2019): Im Spiegel der Statistik: Abwasserkanalisation und Regenwasserbehandlung in Deutschland. In: *Korrespondenz Abwasser, Abfall* 66 (5), S. 354–364.
- DIN EN ISO 7027-1:2016-11: Wasserbeschaffenheit - Bestimmung der Trübung - Teil 1: Quantitative Verfahren.
- DIN 38 409 Teil 2 (1987): Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H). Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe und des Glührückstandes (H2).
- Dirckx, G.; Schütze, M.; Kroll, S.; Thoeys, C.; Gueldre, G. de; Van De Steene, B. (2011): Cost-efficiency of RTC for CSO impact mitigation. In: *Urban Water Journal* 8 (6), S. 367–377.
- Dittmer, U. (2006): Prozesse des Rückhaltes und Umsatzes von Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen in Retentionsbodenfiltern zur Mischwasserbehandlung. Dissertation. Technische Universität, Kaiserslautern.
- Dittmer, U.; Bachmann, A.; Meyer, D. (2014a): Integrating retention soil filters into sewer quality models. In: IWA/IAHR (Hg.): 13th International Conference on Urban Drainage. ICUD. Kuching, Malaysia, 07.-12.09.2014.

- Dittmer, U.; Bachmann-Machnik, A.; Lieb, W.; Giebl, B.; Weiß, G.; Wöhrle, C. (2018): Einflüsse auf die Einstau- und Entlastungsaktivität von Regenüberlaufbecken. In: Regenwasser in urbanen Räumen. Aqua Urbanica trifft RegenwasserTage. Landau in der Pfalz, 18.-19.06.2018 (Schriftenreihe wasser infrastruktur ressourcen der Universität Kaiserslautern, 1), S. 203–214.
- Dittmer, U.; Steinmetz, H.; Bendel, D.; Beck, F. (2014b): Auswirkungen des Klimawandels auf das Entlastungsverhalten von Kanalnetzen im Mischsystem. bisher unveröffentlichter Endbericht, gefördert vom Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg.
- Domschke, W.; Scholl, A. (2006): Heuristische Verfahren. Arbeits- und Diskussionspapiere der Wirtschaftswissenschaftlichen Fakultät der Friedrich-Schiller-Universität Jena.
- Dorfer, C. (2005): Transportvorgänge in Mischwasserkanälen auf Basis von Online-Messungen. Diplomarbeit. Technische Universität, Graz.
- Dotto, C. B. S.; Kleidorfer, M.; Deletic, A.; Fletcher, T. D.; McCarthy, D. T.; Rauch, W. (2010): Stormwater quality models: performance and sensitivity analysis. In: *Water Sci Technol* 62 (4), S. 837–843.
- Dotto, C. B. S.; Kleidorfer, M.; Deletic, A.; Rauch, W.; McCarthy, D. T.; Fletcher, T. D. (2011): Performance and sensitivity analysis of stormwater models using a Bayesian approach and long-term high resolution data. In: *Environ Modell Softw* 26 (10), S. 1225–1239.
- DWA: Merkblatt DWA-M 180: Handlungsrahmen zur Planung der Abflusssteuerung in Kanalnetzen. ISBN: 3-939057-02-9: DWA, Hennef.
- DWA (2012): Schmutzfrachtsimulation in der Siedlungsentwässerung. DWA Arbeitsgruppe ES-2.6. DWA, Hennef.
- DWD (2018): <ftp://ftp-cdc.dwd.de/pub/CDC>. Climate Data Center des DWD.
- EG-WRRL (2000): Europäisches Parlament und Rat. Europäische Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG.
- Einfalt, T.; Stölting, B. (2002): Real-time control for two communities - Technical and administrative aspects. In: Eric W. Strecker und Wayne C. Huber (Hg.): Global Solutions for Urban Drainage. Ninth International Conference on Urban Drainage (9ICUD). Lloyd Center Doubletree Hotel, Portland, Oregon, United States, September 8-13, 2002. Reston, VA: American Society of Civil Engineers, S. 1–11.
- Ellis, J. B.; Hvitved-Jacobsen, T. (1996): Urban drainage impacts on receiving waters. In: *J Hydraul Res* 34 (6), S. 771–783.
- Ellis, J.B. (2000): Risk assessment approaches for ecosystem responses to transient pollution events in urban receiving waters. In: *Chemosphere* 41 (1-2), S. 85–91.
- EPA (2006): Real time control of urban drainage networks. Technical report EPA/600//R-06/120. United States Environmental Protection Agency.
- EPA (2014): SWMM, 5.1. Stormwater Management Model: United States Environmental Protection Agency.
- Erbe, V.; Schütze, M. (2005): An integrated modelling concept for immission-based management of sewer system, wastewater treatment plant and river. In: *Water Sci Technol* 52 (5), S. 95–103.
- Fleischmann, N.; Staubmann, K.; Langergraber, G. (2002): Management of sensible water uses with real-time measurements. In: *Water Sci Technol* 46 (3), S. 33–40.
- Freni, G.; Mannina, G. (2010): Uncertainty in water quality modelling. The applicability of Variance Decomposition Approach. In: *J Hydrol* 394 (3-4), S. 324–333.
- Froidevaux, M.; Spahni, B.; Favre Boivin, F. (2019): Comparing the evaluation of the purification performance of runoff water treatment systems using continuous turbidimetry or point sampling. In: Novatech. Lyon, 01.-05.07.2019.

- Fuchs, L.; Beneeken, T. (2005): Development and implementation of a real-time control strategy for the sewer system of the city of Vienna. In: *Water Sci Technol* 52 (5), S. 187–194.
- Gamerith, V. (2011): High resolution online data in sewer quality modelling. Dissertation. Technische Universität, Graz.
- García, L.; Barreiro-Gomez, J.; Escobar, E.; Téllez, D.; Quijano, N.; Ocampo-Martinez, C. (2015): Modeling and real-time control of urban drainage systems: A review. In: *Advances in Water Resources* 85, S. 120–132.
- Gasperi, J.; Zgheib, S.; Cladiere, M.; Rocher, V.; Moilleron, R.; Chebbo, G. (2012): Priority pollutants in urban stormwater: part 2 - case of combined sewers. In: *Water Res* 46 (20), S. 6693–6703.
- Geiger, W. F. (1987): Flushing effects in combined sewer systems. In: *Fourth International Conference on Urban Storm Drainage, Lausanne*, S. 40–46.
- Geißler, C.; Dröschner, F. (2016): Stadt Reutlingen Gesamtstädtische Klimaanalyse unter besonderer Berücksichtigung der Luftreinhalte.
- Gooré Bi, E.; Monette, F.; Gasperi, J. (2015): Analysis of the influence of rainfall variables on urban effluents concentrations and fluxes in wet weather. In: *J Hydrol* 523, S. 320–332.
- Gruber, G.; Kainz, H.; Sprung, W.; Flamisch, N.; Pressl, A.; Winkler, S. (2006): Langzeiterfahrungen mit dem Betrieb von Kanal-Online-Messstationen in Österreich. In: DBU (Hg.): Abflusssteuerung - Schwallspülung - Gewässerschutz. Fachtagung der DBU, 30./31.08.2006.
- Gruber, G.; Winkler, S.; Pressl, A. (2004): Quantification of pollution loads from CSOs into surface water bodies by means of online techniques. In: *Water Sci Technol* 50 (11), S. 73–80.
- Gruber, G.; Winkler, S.; Pressl, A. (2005): Continuous monitoring in sewer networks an approach for quantification of pollution loads from CSOs into surface water bodies. In: *Water Sci Technol* 52 (12), S. 215–223.
- Gujer, W. (2007): Siedlungswasserwirtschaft. Mit 84 Tabellen. ISBN: 9783540343295. Berlin: Springer.
- Gupta, K.; Saul, A. J. (1996): Specific relationships for the first flush load in combined sewer flows. In: *Water Res* 30 (5), S. 1244–1252.
- Haas, U.; Ruf, O.; Dittmer, U.; Schütze, M. (2016): Integrale Abflusssteuerung in Mischsystemen. Aspekte zu deren Einführung. Leitfaden. Unter Mitarbeit von Anna Bachmann-Machnik, Heike Besier, M. Papas und C. Weber. SAMUWA Publikation.
- Harremoës, P.; Rauch, W. (1999): Optimal design and real time control of the integrated urban runoff system. In: *Hydrobiologia* 410, S. 177–184.
- HMULV (2004a): Leitfaden zur effizienten und sicheren Beurteilung von Schmutzfrachtberechnungen mit dem Modell SMUSI. Unter Mitarbeit von M. Ostrowski und D. Muschalla.
- HMULV (2004b): Leitfaden zur effizienten und sicheren Beurteilung von Schmutzfrachtberechnungen mit dem Modell SMUSI. Anlage 3 - Hinweise zur Optimierung. Unter Mitarbeit von M. Ostrowski und D. Muschalla.
- Hochedlinger, M. (2005): Assessment of combined sewer overflow emissions. Dissertation. Technische Universität, Graz.
- Hochedlinger, M.; Hofbauer, P.; Wandl, G.; Meyer, S.; Rauch, W.; Kroiss, H.; Heindl, M. (2006a): Online UV-Vis measurements – The basis for future pollution based sewer real time control in Linz. In: 2nd International IWA Conference on Sewer Operation and Maintenance. Vienna, Austria. IWA.

- Hochedlinger, M.; Kainz, H.; Rauch, W. (2006b): Assessment of CSO loads – based on UV/VIS-spectroscopy by means of different regression methods. In: *Water Sci Technol* 54 (6-7), S. 239–246.
- Hoppe, H.; Gruening, H. (2007): Significance of uncertainties in the input data used in the integrated design of wastewater systems,. In: Novatech. Lyon, Frankreich, S. 1607–1614.
- Hoppe, H.; Messmann, S.; Giga, A.; Gruening, H. (2011): A real-time control strategy for separation of highly polluted storm water based on UV-Vis online measurements – from theory to operation. In: *Water Sci Technol* 63 (10), S. 2287.
- Hu, Y.; Wen, Y.; Wang, X. (2016): Novel method of turbidity compensation for chemical oxygen demand measurements by using UV-vis spectrometry. In: *Sensors and Actuators B: Chemical* 227, S. 393–398.
- Hvitved-Jacobsen, T. (2002): Sewer processes. Microbial and chemical process engineering of sewer networks. Boca Raton, Fla: CRC Press.
- IBM (2012): SPSS Statistics, Version 20.
- JCGM (2008): JCGM 200:2012 - International vocabulary of metrology. Basic and general concepts and associated terms (VIM). In: JCGM 100:2008 - Guide to the expression of uncertainty in measurement.
- Kanso, A.; Chebbo, G.; Tassin, A. (2005): Stormwater quality modelling in combined sewers: calibration and uncertainty analysis. In: *Water Sci Technol* 52 (3), S. 63–71.
- Kleidorfer, M. (2009): Uncertain calibration of urban drainage models. A scientific approach to solve practical problems. Dissertation. Leopold Franzens Universität, Innsbruck.
- Kleidorfer, M.; Möderl, M.; Fach, S.; Rauch, W. (2009): Optimization of measurement campaigns for calibration of a conceptual sewer model. In: *Water Sci Technol* 59 (8), S. 1523–1530.
- Klippstein, C.; Dittmer, U. (2017): Betrieb von Regenüberlaufbecken. Handbuch für den Betrieb von Regenüberlaufbecken in Baden-Württemberg; fachliche Grundlagen und Empfehlungen für die Praxis. 2. Aufl., Stand Dezember 2017. Stuttgart: DWA, Landesverband Baden-Württemberg.
- Krauth, K. (1970): Der Abfluss und die Verschmutzung des Abflusses in Mischkanalisationen bei Regen: Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft (45).
- Lacour, C.; Joannis, C.; Schütze, M.; Chebbo, G. (2011): Efficiency of a turbidity-based, real-time control strategy applied to a retention tank: a simulation study. In: *Water Sci Technol* 64 (7), S. 1533–1539.
- Lacour, C.; Schütze, M. (2010): Real time control of sewer systems using turbidity measurements. In: Novatech. 7th international conference on sustainable techniques and strategies in urban water management. Lyon, 27.06.-01.07.2010.
- Lacour, C.; Schütze, M. (2011): Real-time control of sewer systems using turbidity measurements. In: *Water Sci Technol* 63 (11), S. 2628.
- Landesamt für Umweltschutz Sachsen Anhalt (2014): Schmutzfrachtnachweis für Mischwasserkanalisationen. Fachinformation Nr. 1/2014.
- Langergraber, G.; Fleischmann, N.; Hofstadter, F. (2003): A multivariate calibration procedure for UV/VIS spectrometric quantification of organic matter and nitrate in wastewater. In: *Water Sci Technol* 47 (2), S. 63–71.
- Langeveld, J. G.; Veldkamp, R. G.; Clemens, F. (2005): Suspended solids transport. An analysis based on turbidity measurements and event based fully calibrated hydrodynamic models. In: *Water Sci Technol* 52 (3), S. 93–101.

- Launay, M. (2017): Organic micropollutants in urban wastewater systems during dry and wet weather – Occurrence, spatio-temporal distribution and emissions to surface waters. Dissertation. Stuttgart, Universität.
- Launay, M.; Dittmer, U.; Steinmetz, H. (2016): Organic micropollutants discharged by combined sewer overflows – Characterisation of pollutant sources and stormwater-related processes. In: *Water Res* 104, S. 82–92.
- Ledergerber, J.; Maruéjols, T.; Vanrolleghem, P. A. (2019): Optimal experimental design for calibration of a new sewer water quality model. In: *J Hydrol* 574, S. 1020–1028.
- Lee, H.; Lau, S.-L.; Kayhanian, M.; Stenstrom, M. K. (2004): Seasonal first flush phenomenon of urban stormwater discharges. In: *Water Res* 38 (19), S. 4153–4163.
- Lee, J.; Bang, K. W. (2000): Characterization of urban stormwater runoff. In: *Water Res* 34 (6), S. 1773–1780.
- Lepot, M.; Torres, A.; Hofer, T.; Caradot, N.; Gruber, G.; Aubin, J.-B.; Bertrand-Krajewski, J.-L. (2016): Calibration of UV/Vis spectrophotometers. A review and comparison of different methods to estimate TSS and total and dissolved COD concentrations in sewers, WWTPs and rivers. In: *Water Res* 101, S. 519–534.
- Leutnant, D.; Muschalla, D.; Uhl, M. (2016): Stormwater pollutant process analysis with long-term online monitoring data at micro-scale sites. In: *Water* 8 (7), S. 299.
- LfU BW (1998): Bodenfilter zur Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem. Unter Mitarbeit von P. G. Brunner. Karlsruhe: Landesamt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Abt. 4, Wasser und Altlasten.
- LfU SA (2008): Hinweise und Empfehlungen für die Fachtechnische Prüfung von Anträgen auf Einleitung von Mischwasser in Gewässer. Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt. Fachinformation Nr. 04/2008.
- Loucks, E. D. (2003): A new real time control strategy for operating the conveyance and storage system of the Milwaukee Metropolitan Sewerage District. In: *IAGLR Conference Program and Abstracts*, S. 46–62.
- Löwe, R.; Vezzaro, L.; Mikkelsen, P. S.; Grum, M.; Madsen, H. (2016): Probabilistic runoff volume forecasting in risk-based optimization for RTC of urban drainage systems. In: *Environ Modell Softw* 80, S. 143–158.
- Lund, N. S. V.; Falk, A. K. V.; Borup, M.; Madsen, H.; Steen Mikkelsen, P. (2018): Model predictive control of urban drainage systems. A review and perspective towards smart real-time water management. In: *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 48 (3), S. 279–339.
- Ly, D. K.; Maruéjols, T.; Binet, G.; Bertrand-Krajewski, J.-L. (2018): Potential of using mass-volume curve prediction for water quality-based real time control. In: 11th International Conference on Urban Drainage Modelling. Palermo, Italien, 23.-26.09.2018. IWA/IAHR, S. 700–704.
- Manz, B. J.; Rodríguez, J. P.; Maksimović, C.; McIntyre, N. (2013): Impact of rainfall temporal resolution on urban water quality modelling performance and uncertainties. In: *Water Sci Technol* 68 (1), S. 68–75.
- Marinaki, M.; Papageorgiou, M. (2001): Rolling-horizon optimal control of sewer networks. In: Control Applications, 2001. (CCA '01). Proceedings of the 2001 IEEE International Conference on. 2001 IEEE International Conference on Control Applications (CCA'01). Mexico City, Mexico, 5-7 Sept. 2001: IEEE, S. 594–599.
- Marinaki, M.; Papageorgiou, M. (2003): Linear-quadratic regulators applied to sewer network flow control. In: 2003 European Control Conference (ECC). 2003 European Control Conference (ECC). Cambridge, UK, 01.09.2003 - 04.09.2003: IEEE, S. 2407–2412.

- MathWorks: MATLAB, R2018a.
- Matsché, N.; Stumwöhrer, K. (1996): CSB-Bestimmung durch UV-Absorption. In: *gwf Abwasser Spezial* 137 (13), S. 25–30.
- Matsché, N.; Winkler, S.; Stumwöhrer, K. (2002): History of the application of spectral absorption coefficient (SAC) measurement to the field of wastewater analysis. In: Proceedings of 1st International IWA Conference on Automation in Water Quality Monitoring. Wien, Österreich, 21-22.05.2002, S. 9–16.
- McCarthy, D. T. (2009): A traditional first flush assessment of E. coli in urban stormwater runoff. In: *Water Sci Technol* 60 (11), S. 2749–2757.
- Métadier, M.; Bertrand-Krajewski, J.-L. (2012): The use of long-term on-line turbidity measurements for the calculation of urban stormwater pollutant concentrations, loads, pollutographs and intra-event fluxes. In: *Water Res* 46 (20), S. 6836–6856.
- Milligan, G. W. (1980): An examination of the effect of six types of error perturbation on fifteen clustering algorithms. In: *Psychometrika* 45 (3), 325–342.
- Minella, J. P. G.; Merten, G. H.; Reichert, J. M.; Clarke, R. T. (2008): Estimating suspended sediment concentrations from turbidity measurements and the calibration problem. In: *Hydrol Process* 22 (12), S. 1819–1830.
- Mobley, J. T.; Culver, T. B. (2014): Design of outlet control structures for ecological detention ponds. In: *J Water Resour Plann Manage* 140 (2), S. 250–257.
- Morgan, D.; Johnston, P.; Osei, K.; Gill, L. (2017): The influence of particle size on the first flush strength of urban stormwater runoff. In: *Water Sci Technol* 76 (7-8), S. 2140–2149.
- Mourad, M.; Bertrand-Krajewski, J. L.; Chebbo, G. (2005): Sensitivity to experimental data of pollutant site mean concentration in stormwater runoff. In: *Water Sci Technol* 51 (2), S. 155–162.
- Old, G. H.; Leeks, G. J. L.; Packman, J. C.; Smith, B. P. G.; Lewis, S.; Hewitt, E. J.; Holmes, M.; Young, A. (2003): The impact of a convectional summer rainfall event on river flow and fine sediment transport in a highly urbanised catchment. Bradford, West Yorkshire. In: *Sci Total Environ* 314-316, S. 495–512.
- Papageorgiou, M. (1983): Automatic control strategies for combined sewer systems. In: *J Environ Eng* 109 (6), S. 1385–1402.
- Passerat, J.; Ouattara, N. K.; Mouchel, J.-M.; Rocher, V.; Servais, P. (2011): Impact of an intense combined sewer overflow event on the microbiological water quality of the Seine River. In: *Water Res* 45 (2), S. 893–903.
- Peters, C.; Keller, S.; Sieker, H.; Jekel, M. (2007): Potentials of real time control, stormwater infiltration and urine separation to minimize river impacts: dynamic long term simulation of sewer network, pumping stations, pressure pipes and waste water treatment plant. In: *Water Sci Technol* 56 (10), S. 1–10.
- Petruck, A.; Holtmeyer, E.; Redder, A.; Teichgraber, B. (2003): Real time control of a combined sewer system using radar-measured precipitation - results of the pilot study. In: *Water Sci Technol* 47 (7-8), S. 365–370.
- Pitt, R. (1979): Demonstration of non-point pollution abatement through improved street cleaning practices. EPA-600/279-161 (NTIS PB80-108988), U.S. Environmental Protection Agency., Cincinnati, OH.
- Pleau, M.; Colas, H.; Lavallée, P.; Pelletier, G.; Bonin, R. (2005): Global optimal real-time control of the Québec urban drainage system. In: *Environ Modell Softw* 20 (4), S. 401–413.

- Puig, V.; Cembrano, G.; Romera, J.; Quevedo, J.; Aznar, B.; Ramón, G.; Cabot, J. (2009): Predictive optimal control of sewer networks using CORAL tool: application to Riera Blanca catchment in Barcelona. In: *Water Sci Technol* 60 (4), S. 869–878.
- Reda, L. (1996): Simulation and control of stormwater impacts on river water quality. Dissertation. Imperial College, London.
- Rieger, L.; Langergraber, G.; Siegrist, H. (2006): Uncertainties of spectral in situ measurements in wastewater using different calibration approaches. In: *Water Sci Technol* 53 (12), S. 187–197.
- Rossmann, L.; Huber, W. (2016): Storm Water Management Model Reference Manual Volume III – Water Quality. US EPA, Office of Research and Development, NRMRL, Water Supply and Water Resources Division. EPA/600/R-16/093.
- Rouault, P. (2009): Monitoring von Wassergüteparametern an Mischwasserüberläufen Project acronym: MONITOR-1. Report. Kompetenzzentrum Wasser Berlin.
- RP Tübingen (2010): Weitergehende Anforderungen an die Regenwasserbehandlung im Mischsystem. Handlungshilfe für den Vollzug.
- Ruban, G.; Marchandise, P.; Scrivener, O. (1993): Pollution measurement accuracy using real time sensors and wastewater samples analysis. In: *Water Sci Technol* 28 (11-12), S. 67–78.
- Russ, H.-J. (1999): Reliability of sewer flow quality models - results of a North Rhine-Westphalian comparison. In: *Water Sci Technol* 39 (9), S. 73–80.
- s::can Messtechnik GmbH: About s::can Messtechnik - Online Water Quality Monitoring. Online verfügbar unter <https://www.s-can.at/de/ueber-scan>, zuletzt geprüft am 19.02.2019.
- Saget, A.; Chebbo, G.; Bertrand-Krajewski, J.-L. (1996): The first flush in sewer systems. In: *Water Sci Technol* 33 (9), S. 101–198.
- Sartor, J. D.; Boyd, G. B.; Agardy, F. J. (1974): Water pollution aspects of street surface contaminants. In: *Journal (Water Pollution Control Federation)* 46 (3), S. 458–467.
- Schellart, A.N.A.; Shepherd, W. J.; Saul, A. J. (2012): Influence of rainfall estimation error and spatial variability on sewer flow prediction at a small urban scale. In: *Advances in Water Resources* 45, S. 65–75.
- Scherer, U.; Fuchs, S.; Hillenbrand, T. (2003): Emissions of heavy metals into river basins of Germany. In: *Water Sci Technol* 47 (7-8), S. 251–257.
- Schilling, W. (1985): A survey on real time control of combined sewer systems in the United States and Canada. In: *Instrumentation and Control of water and wastewater treatment and transport systems*, S. 595–600.
- Schilperoot, R.; Palsma, B.; Renken, G.; Langeveld, J. (2015): Pollution based real-time control of improved stormwater sewers in the Netherlands. In: IWA/IAHR (Hg.): 10th International Urban Drainage Modelling Conference. UDM. Mont-Sainte-Anne, Québec, Canada, 20.-23.09.2015.
- Schütze, M. (2017): Integrale Abflusssteuerung in Mischsystemen. Abschätzung des Steuerungspotenzials. Leitfaden. SAMUWA Publikation.
- Schütze, M.; Campisano, A.; Colas, H.; Schilling, W.; Vanrolleghem, P. A. (2004): Real time control of urban wastewater systems—where do we stand today? In: *J Hydrol* 299 (3-4), S. 335–348.
- Schütze, M.; Campisano, A.; Colas, H.; Vanrolleghem, P. A.; Schilling, W. (2003): Real-Time control of urban water systems. In: International Conference on Pumps, Electromechanical Devices and Systems Applied to Urban Water Management. PEDS. Valencia, Spain, 22.-25.04.2003.
- Seggelke, K. (2002): Integrierte Bewirtschaftung von Kanalnetz und Kläranlage zur Reduzierung der Gewässerbelastung. Zugl.: Hannover, Univ., Diss., 2002. Hannover: ISAH (Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, 124).

- Seggelke, K.; Fuchs, L.; Tränckner, J.; Krebs, P. (2008): Development of an integrated RTC system for full-scale implementation. In: IWA/IAHR (Hg.): 11th International Conference on Urban Drainage. ICUD. Edinburgh, Scotland, UK, 31.08.-05.09.2008.
- Seggelke, K.; Löwe, R.; Beeneken, T.; Fuchs, L. (2013): Implementation of an integrated real-time control system of sewer system and waste water treatment plant in the city of Wilhelmshaven. In: *Urban Water J* 10 (5), S. 330–341.
- Samadeni-Davies, A.; Hernebring, C.; Svensson, G.; Gustafsson, L.-G. (2008): The impacts of climate change and urbanisation on drainage in Helsingborg, Sweden: Combined sewer system. In: *J Hydrol* 350 (1-2), S. 100–113.
- Shishegar, S.; Duchesne, S.; Pelletier, G. (2018): Optimization methods applied to stormwater management problems. A review. In: *Urban Water Journal* 15 (3), S. 276–286.
- Silver, E. A. (2017): An overview of heuristic solution methods. In: *Journal of the Operational Research Society* 55 (9), S. 936–956.
- Statistisches Bundesamt (2013): Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserentsorgung - Fachserie 19 Reihe 2.1.3 - 2010.
- Stotz, G.; Krauth, K. (1984): Factors affecting first flushes in combined sewers. In: International Conference on Urban Storm Drainage. Göteborg, Schweden, S. 869–878.
- Stumwöhler, K.; Matsché, N.; Winkler, S. (2003): Influence of changes of the wastewater composition on the applicability of UV-absorption measurements at combined sewer overflows. In: *Water Sci Technol* 47 (2), S. 73–78.
- Sun, C.; Joseph-Duran, B.; Maruejouis, T.; Cembrano, G.; Meseguer, J.; Puig, V.; Litrico, X. (2017): Real-Time Control-oriented quality modelling in combined urban drainage networks. In: *IFAC-PapersOnLine* 50 (1), S. 3941–3946.
- SüwV-kom NRW (2019). Verordnung über Art und Häufigkeit der Selbstüberwachung von kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen und -einleitungen (Selbstüberwachungsverordnung kommunal - SüwV-kom).
- SüwVO Abw NRW (2013): Verordnung zur Selbstüberwachung von Abwasseranlagen - Selbstüberwachungsverordnung Abwasser.
- Tang, B.; Wei, B.; Wu, D.-C.; Mi, D.-L.; Zhao, J.-X.; Feng, P.; Jiang, S.-H.; Mao, B.-J. (2014): Experimental research of turbidity influence on water quality monitoring of COD in UV-visible spectroscopy. In: *Guang pu xue yu guang pu fen xi = Guang pu* 34 (11), S. 3020–3024.
- Taylor, G. D. (2006): Improved effectiveness of nitrogen removal in constructed stormwater wetlands. Civil Engineering Department, Monash University, Melbourne.
- van Daal, P.; Gruber, G.; Langeveld, J.; Muschalla, D.; Clemens, F. (2017): Performance evaluation of real time control in urban wastewater systems in practice. Review and perspective. In: *Environ Modell Softw* 95, S. 90–101.
- Vanrolleghem, P. A.; Benedetti, L.; Meirlaen, J. (2005): Modelling and real-time control of the integrated urban wastewater system. In: *Environ Modell Softw* 20 (4), S. 427–442.
- Vazquez, J.; Bellefleur, D.; Gilbert, D.; Grandjean, B. (1997): Real time control of a combined sewer network using graph theory. In: *Water Sci Technol* 36 (5), S. 301–308.
- Vezzaro, L.; Christensen, M. L.; Thirsing, C.; Grum, M.; Mikkelsen, P. S. (2014): Water quality-based Real Time Control of integrated urban drainage systems: A preliminary study from Copenhagen, Denmark. In: *Procedia Engineering* 70, S. 1707–1716.
- Vezzaro, L.; Grum, M. (2014): A generalised Dynamic Overflow Risk Assessment (DORA) for Real Time Control of urban drainage systems. In: *J Hydrol* 515, S. 292–303.

- Walsh, C. J.; Roy, A. H.; Feminella, J. W.; Cottingham, P. D.; Groffman, P. M.; Morgan, R. P. (2005): The urban stream syndrome. Current knowledge and the search for a cure. In: *Journal of the North American Benthological Society* 24 (3), S. 706–723.
- Wass, P. D.; Marks, S. D.; Finch, J. W.; Leeks, G.J.L.; Ingram, J. K. (1997): Monitoring and preliminary interpretation of in-river turbidity and remote sensed imagery for suspended sediment transport studies in the Humber catchment. In: *Sci Total Environ* 194-195, S. 263–283.
- Webb, B. W.; Phillips, J. M.; Walling, D. E.; Littlewood, I. G.; Watts, C. D.; Leeks, G.J.L. (1997): Load estimation methodologies for British rivers and their relevance to the LOIS RACS(R) programme. In: *Sci Total Environ* 194-195, S. 379–389.
- Weinreich, G.; Schilling, W.; Birkely, A.; Moland, T. (1997): Pollution based real time control strategies for combined sewer systems. In: *Water Sci Technol* 36 (8-9), S. 331–336.
- Welker, A. (2004): Schadstoffströme im urbanen Wasserkreislauf – Aufkommen und Verteilung, insbesondere in den Abwasserentsorgungssystemen. Habilitationsschrift. Universität, Kaiserslautern.
- Weyand, M. (2002): Real-time control in combined sewer systems in Germany—some case studies. In: *Urban Water* 4 (4), S. 347–354.
- Willems, P. (2008): Quantification and relative comparison of different types of uncertainties in sewer water quality modeling. In: *Water Res* 42 (13), S. 3539–3551.
- Wu, G.-Q.; Bi, W.-H.; Fu, G.-W.; Li, J.-G.; Ji, H.-Y. (2013): The turbidity and pH impact analysis of low concentration water chemical oxygen demand ultraviolet absorption detection. In: *Guang pu xue yu guang pu fen xi = Guang pu* 33 (11), S. 3079–3082.
- Yeh, C.-H.; Labadie, J. W. (1997): Multiobjective watershed-level planning of storm water detention systems. In: *J Water Resour Plann Manage* 123 (6), S. 336–343.

Anhang

A Füllstands-Volumenbeziehung der Regenüberlaufbecken

Tab. A.1: Füllstands-Volumenbeziehung über Beckengeometrie und prozentual nach Höhe für RÜB 1

Füllstand (%)	Geometrisch berechnetes Volumen (m ³)	Prozentual nach Höhe berechnetes Volumen (m ³)	Abweichung (%)
0 %	0	0	0
7 %	0	56	XX
14 %	25	113	343 %
21 %	86	169	96 %
28 %	150	225	51 %
35 %	213	281	32 %
42 %	277	338	22 %
49 %	341	394	16 %
56 %	404	450	11 %
63 %	468	507	8 %
70 %	531	563	6 %
77 %	595	619	4 %
84 %	659	676	3 %
91 %	722	732	1 %
98 %	786	788	0 %
100 %	804	804	0 %

Anhang

Tab. A.2: Füllstands-Volumenbeziehung über Beckengeometrie und prozentual nach Höhe für RÜB 2

Füllstand (%)	Geometrisch berechnetes Volumen (m ³)	Prozentual nach Höhe berechnetes Volumen (m ³)	Abweichung (%)
0%	63	0	-100%
7%	114	136	19%
14%	232	273	18%
21%	368	409	11%
28%	506	546	8%
35%	649	682	5%
42%	789	818	4%
49%	929	955	3%
56%	1069	1091	2%
63%	1209	1228	2%
70%	1349	1364	1%
77%	1489	1501	1%
84%	1629	1637	0%
91%	1769	1773	0%
98%	1909	1910	0%
100%	1949	1949	0%

B Simulation des fiktiven Einzugsgebiets in EPA SWMM 5.1

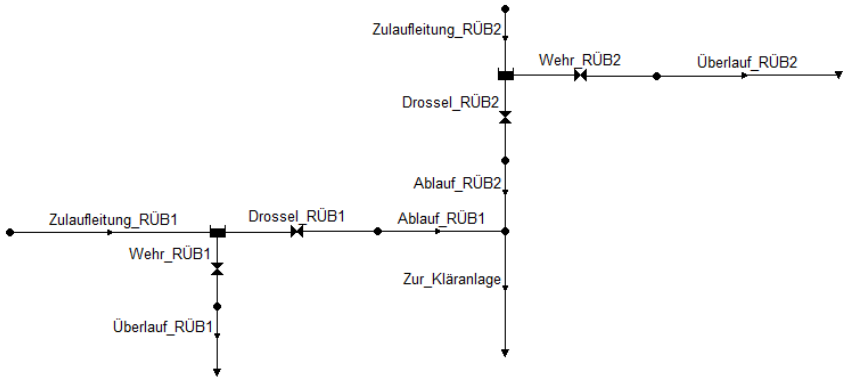


Abb. B.1: Umsetzung des fiktiven Einzugsgebiets mit Ganglinien als Input (ganglinienbasiertes System) in EPA-SWMM

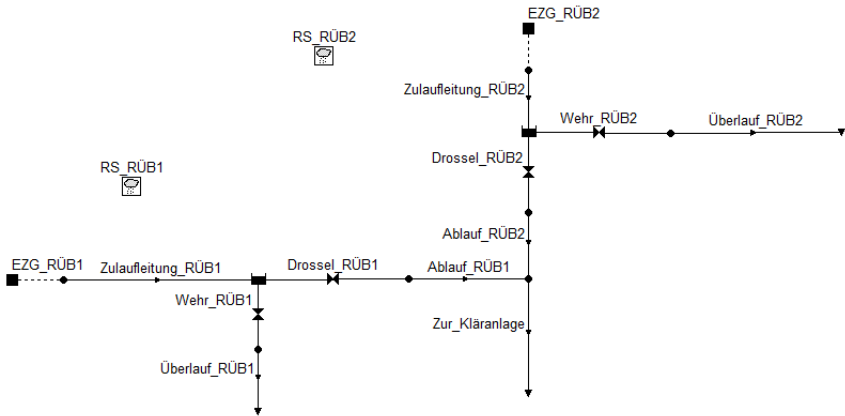


Abb. B.2: Umsetzung des fiktiven Einzugsgebiets mit Einzugsgebietsflächen (vollsimuliertes System) in EPA-SWMM

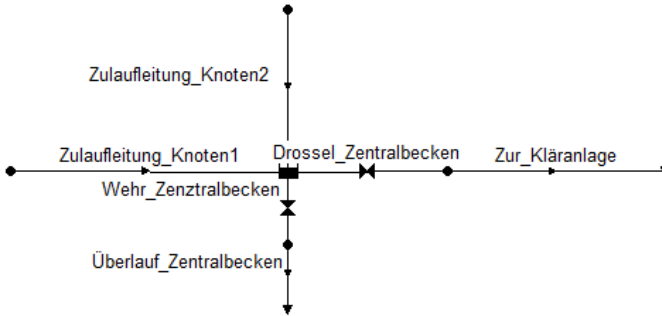


Abb. B.3: Umsetzung des fiktiven Einzugsgebiets nach Zentralbeckenansatz in EPA-SWMM

Tab. B.3: Sohl- und Schachthöhen im fiktiven Einzugsgebiet

Bezeichnung Knoten	Höhe m ü. NN	Schachthöhe
Knoten nach Überlauf RÜB1	100	3
Knoten vor Kläranlage	99	3
Knoten hinter RÜB 1	100	3
Knoten hinter RÜB2	100	3
Knoten nach Überlauf RÜB2	100	3
Zulauf RÜB1	101,22	10
Zulauf RÜB2	100,0008	10
Kläranlage	98	
Vorfluter RÜB 1	99,62	
Vorfluter RÜB 2	99,93	

Tab. B.4: Haltungslängen und -durchmesser im fiktiven Einzugsgebiet

Bezeichnung Haltung	Länge (m)	Durchmesser (m)
Zur Kläranlage	100	1
Ablauf_RÜB1	100	0,4
Ablauf_RÜB2	100	0,5
Überlauf_RÜB1	38	1,2
Überlauf_RÜB2	16,58	1,8
Zulaufleitung_RÜB1	1	1
Zulaufleitung_RÜB2	1	3

Tab. B.5: Sohl- und Schachthöhen im fiktiven Einzugsgebiet für Zentralbeckenansatz

Bezeichnung Knoten	Höhe m ü. NN	Schachthöhe
Knoten nach Überlauf Zentralbecken	100	3
Knoten vor Kläranlage	99	3
Knoten hinter RÜB 1	100	3
Knoten hinter RÜB2	100	3
Knoten nach Überlauf RÜB2	100	3
Zulaufknoten 1	101,22	10
Zulaufknoten 2	101,22	10
Kläranlage	98	
Vorfluter Zentralbecken	99,62	

Tab. B.6: Haltungslängen und -durchmesser im fiktiven Einzugsgebiet für Zentralbeckenansatz

Bezeichnung Haltung	Länge (m)	Durchmesser (m)
Überlauf_Zentralbecken	38	2
Zur_Kläranlage	100	1
Überlauf_Zentralbecken	16,58	1,8
Zulaufleitung_Knoten1	1	1
Zulaufleitung_Knoten2	1	3

SWMM-Input-Datei ganglinienbasiertes System

[TITLE]

::Project Title/Notes

Fiktives System zur Simulation von Steuerungsstrategien

[OPTIONS]

```

::Option                Value
FLOW_UNITS              LPS
INFILTRATION            HORTON
FLOW_ROUTING            KINWAVE
LINK_OFFSETS            DEPTH
MIN_SLOPE               0
ALLOW_PONDING           NO
SKIP_STEADY_STATE      NO

START_DATE              08/13/2014
START_TIME              00:00:00
REPORT_START_DATE      08/13/2014
REPORT_START_TIME      00:00:00
END_DATE                06/26/2016
END_TIME               06:00:00
SWEEP_START            01/01
SWEEP_END              12/31
DRY_DAYS               0
REPORT_STEP            00:05:00
WET_STEP               00:05:00

```

Anhang

DRY_STEP 01:00:00
ROUTING_STEP 0:00:30

INERTIAL_DAMPING PARTIAL
NORMAL_FLOW_LIMITED BOTH
FORCE_MAIN_EQUATION H-W
VARIABLE_STEP 0.75
LENGTHENING_STEP 0
MIN_SURFAREA 1.14
MAX_TRIALS 8
HEAD_TOLERANCE 0.0015
SYS_FLOW_TOL 5
LAT_FLOW_TOL 5

[EVAPORATION]

::Evap Data Parameters

```

-----
CONSTANT 0.0
DRY_ONLY NO
  
```

[JUNCTIONS]

::Junction	Invert	MaxDepth	InitDepth	SurDepth	Aponded
Überlaufknoten_RÜB1	100	3	0	0	0
Sammelpunkt	99	3	0	0	0
Nach_RÜB1	100	3	0	0	0
Nach_RÜB2	100	3	0	0	0
Überlaufknoten_RÜB2	100	3	0	0	0
Zulauf_RÜB2	100.0008	10	0	0	0
Zulauf_RÜB1	101.22	10	0	0	0

[OUTFALLS]

::Outfall	Invert	Type	Stage Data	Gated
Kläranlage	98	FREE		NO
Überlauf_RÜB1	99.62	FREE		NO
Überlauf_RÜB2	99.93	FREE		NO

[STORAGE]

::Storage Node	Invert	MaxDepth	InitDepth	Shape	Curve Name/Params	Fevap	Seepage
RÜB1	100	4	0	TABULAR	RÜB1	0	0
RÜB2	100	6.53	0	TABULAR	RÜB2	0	0

[CONDUITS]

::Conduit	From Node	To Node	Length	Roughness	InOffset	OutOffset	InitFlow	MaxFlow
Überlauf_RÜB1	Überlaufknoten_RÜB1	Überlauf_RÜB1			38	0.01	0	0 0
Zur_Kläranlage	Sammelpunkt	Kläranlage			100	0.01	0	0 0
Ablauf_RÜB1	Nach_RÜB1	Sammelpunkt			100	0.01	0	0 0
Ablauf_RÜB2	Nach_RÜB2	Sammelpunkt			100	0.01	0	0 0
Überlauf_RÜB2	Überlaufknoten_RÜB2	Überlauf_RÜB2			16.58	0.01	0	0 0
Zulaufleitung_RÜB1	Zulauf_RÜB1	RÜB1			1	0.01	0	0 0
Zulaufleitung_RÜB2	Zulauf_RÜB2	RÜB2			1	0.01	0	0 0

[WEIRS]

::Weir	From Node	To Node	Type	CrestHt	Qcoeff	Gated	EndCon	EndCoeff	Surcharge

;Überlaufwehr am RÜB 1									
Wehr_RÜB1	RÜB1	Überlaufknoten_RÜB1	SIDEFLOW	3.55	2	NO	0	0	YES
;Überlaufwehr am RÜB 2									
Wehr_RÜB2	RÜB2	Überlaufknoten_RÜB2	SIDEFLOW	5.24	2	NO	0	0	YES

[OUTLETS]

::Outlet	From Node	To Node	CrestHt	Type	QTable/Qcoeff	Qexpon	Gated

Drossel_RÜB1	RÜB1	Nach_RÜB1	0	TABULAR/DEPTH	Ablauf_RÜB1		NO
Drossel_RÜB2	RÜB2	Nach_RÜB2	0	TABULAR/DEPTH	Ablauf_RÜB2		NO

[XSECTIONS]

::Link	Shape	Geom1	Geom2	Geom3	Geom4	Barrels

Überlauf_RÜB1		CIRCULAR	1.2	0	0	1
Zur_Kläranlage		CIRCULAR	1	0	0	1
Ablauf_RÜB1		CIRCULAR	0.4	0	0	1
Ablauf_RÜB2		CIRCULAR	0.5	0	0	1
Überlauf_RÜB2		CIRCULAR	1.8	0	0	1
Zulaufleitung_RÜB1		CIRCULAR	1	0	0	1
Zulaufleitung_RÜB2		CIRCULAR	3	0	0	1
Wehr_RÜB1		RECT_OPEN	0.45	8	0	0
Wehr_RÜB2		RECT_OPEN	1.27	11.7	0	0

[POLLUTANTS]

::Pollutant	Units	Cppt	Cgw	Crdii	Kdecay	SnowOnly	Co-Pollutant	Co-Frac	Cdwf	Cinit

AFS	MG/L	0.0	0.0	0.0	0.0	NO	*	0.0	0.0	0.0

[INFLOWS]

::Node	Inflow	Time Series	Type	Funits	Fscale	Baseline	Pattern

Zulauf_RÜB2	FLOW	Zulaufstrom_RÜB2	FLOW	1.0	1.0		
Zulauf_RÜB2	AFS	Zulauf_AFS_RÜB2	CONCEN	1.0	1.0		
Zulauf_RÜB1	FLOW	Zulaufstrom_RÜB1	FLOW	1.0	1.0		
Zulauf_RÜB1	AFS	Zulauf_AFS_RÜB1	CONCEN	1.0	1.0		

[CURVES]

::Curve	Type	X-Value	Y-Value

;Konstante Drossel an RÜB1			
Ablauf_RÜB1	Rating	0	58
Ablauf_RÜB1		3.55	58
;			
;Konstante Drossel am RÜB 2			
Ablauf_RÜB2	Rating	0	183
Ablauf_RÜB2		5.24	183
;			
;Rundbecken 805 m3			
RÜB1	Storage	0	227
RÜB1		3.55	227

Anhang

```
;
;Rechteckbecken 1949 m3
RÜB2      Storage      0      372
RÜB2      5.24      372

[TIMESERIES]
;;Time Series  Date      Time      Value
;;-----
;Qzu Brühlstraße
Zulaufstrom_RÜB1 FILE "Zulaufstrom_RÜB1.dat"
;
;Qzu GSS
Zulaufstrom_RÜB2 FILE "Zulaufstrom_RÜB2.dat"
;
;AFS Zulaufmessung GSS
Zulauf_AFS_RÜB2 FILE "Zulauf_AFS_RÜB2.dat"
;
;Zulaufmessung AFS Brühl
Zulauf_AFS_RÜB1 FILE "Zulauf_AFS_RÜB1.dat"

[REPORT]
;;Reporting Options
INPUT      NO
CONTROLS   NO
SUBCATCHMENTS ALL
NODES ALL
LINKS ALL

[TAGS]

[MAP]
DIMENSIONS 0.000 0.000 10000.000 10000.000
Units      None

[COORDINATES]
;;Node      X-Coord      Y-Coord
;;-----
Überlaufknoten_RÜB1      1716.329      4624.553
Sammelpunkt      4648.391      5387.366
Nach_RÜB1      3349.225      5387.366
Nach_RÜB2      4648.391      6102.503
Überlaufknoten_RÜB2      6185.936      6960.667
Zulauf_RÜB2      4648.391      7651.967
Zulauf_RÜB1      -393.325      5375.447
Kläranlage      4648.391      4147.795
Überlauf_RÜB1      1716.329      3957.092
Überlauf_RÜB2      8045.292      6972.586
RÜB1      1716.329      5375.447
RÜB2      4648.391      6972.586

[VERTICES]
;;Link      X-Coord      Y-Coord
;;-----
```

SWMM-Input-Datei vollsimuliertes System

[TITLE]

;;Project Title/Notes

Fiktives System zur Simulation von Steuerungsstrategien inklusive Einzugsgebietsflächen

[OPTIONS]

```

;;Option          Value
FLOW_UNITS       LPS
INFILTRATION     HORTON
FLOW_ROUTING     KINWAVE
LINK_OFFSETS     DEPTH
MIN_SLOPE        0
ALLOW_PONDING   NO
SKIP_STEADY_STATE NO

```

```

START_DATE       08/13/2014
START_TIME       00:00:00
REPORT_START_DATE 08/13/2014
REPORT_START_TIME 00:00:00
END_DATE         06/26/2016
END_TIME         06:00:00
SWEEP_START      01/01
SWEEP_END        12/31
DRY_DAYS         0
REPORT_STEP      00:05:00
WET_STEP         00:05:00
DRY_STEP         01:00:00
ROUTING_STEP     0:00:30

```

```

INERTIAL_DAMPING PARTIAL
NORMAL_FLOW_LIMITED BOTH
FORCE_MAIN_EQUATION H-W
VARIABLE_STEP    0.75
LENGTHENING_STEP 0
MIN_SURFAREA     1.14
MAX_TRIALS       8
HEAD_TOLERANCE   0.0015
SYS_FLOW_TOL     5
LAT_FLOW_TOL     5

```

[EVAPORATION]

;;Evap Data Parameters

```

;;-----
CONSTANT      0.0
DRY_ONLY      NO

```

[RAINGAGES]

;;Gage Format Interval SCF Source

```

;;-----
RS_RÜB2      VOLUME 0:01 1.0 FILE "GSS.rain" GSS MM
RS_RÜB1      VOLUME 0:01 1.0 FILE "Brühl.rain" Brühl MM

```


Anhang

[SUBCATCHMENTS]

::Subcatchment	Rain Gage	Outlet	Area	%Imperv	Width	%Slope	CurbLen	Snow Pack
EZG_RÜB1	RS_RÜB1	Zulauf_RÜB1	17.29	100	1000	3.5	0	
EZG_RÜB2	RS_RÜB2	Zulauf_RÜB2	54.36	100	1000	5.3	0	

[SUBAREAS]

::Subcatchment	N-Imperv	N-Perv	S-Imperv	S-Perv	PctZero	RouteTo	PctRouted
EZG_RÜB1	0.01	0.1	0.53	0	0	OUTLET	
EZG_RÜB2	0.01	0.1	1.28	0	0	OUTLET	

[INFILTRATION]

::Subcatchment	MaxRate	MinRate	Decay	DryTime	MaxInfil
EZG_RÜB1	0	0	4	7	0
EZG_RÜB2	0	0	4	7	0

[JUNCTIONS]

::Junction	Invert	MaxDepth	InitDepth	SurDepth	Aponded
Überlaufknoten_RÜB1	100	3	0	0	0
Sammelpunkt	99	3	0	0	0
Nach_RÜB1	100	3	0	0	0
Nach_RÜB2	100	3	0	0	0
Überlaufknoten_RÜB2	100	3	0	0	0
Zulauf_RÜB2	100.0008	10	0	0	0
Zulauf_RÜB1	101.22	10	0	0	0

[OUTFALLS]

::Outfall	Invert	Type	Stage Data	Gated
Kläranlage	98	FREE		NO
Überlauf_RÜB1	99.62	FREE		NO
Überlauf_RÜB2	99.93	FREE		NO

[STORAGE]

::Storage Node	Invert	MaxDepth	InitDepth	Shape	Curve Name/Params	Fevap	Seepage
RÜB1	100	4	0	TABULAR	RÜB1	0	0
RÜB2	100	6.53	0	TABULAR	RÜB2	0	0

[CONDUITS]

::Conduit	From Node	To Node	Length	Roughness	InOffset	OutOffset	InitFlow	MaxFlow
Überlauf_RÜB1	Überlaufknoten_RÜB1	Überlauf_RÜB1			38	0.01	0	0 0
Zur_Kläranlage	Sammelpunkt	Kläranlage			100	0.01	0	0 0
Ablauf_RÜB1	Nach_RÜB1	Sammelpunkt			100	0.01	0	0 0
Ablauf_RÜB2	Nach_RÜB2	Sammelpunkt			100	0.01	0	0 0
Überlauf_RÜB2	Überlaufknoten_RÜB2	Überlauf_RÜB2			16.58	0.01	0	0 0
Zulaufleitung_RÜB1	Zulauf_RÜB1	RÜB1			1	0.01	0	0 0
Zulaufleitung_RÜB2	Zulauf_RÜB2	RÜB2			1	0.01	0	0 0

[WEIRS]

::Weir	From Node	To Node	Type	CrestHt	Qcoeff	Gated	EndCon	EndCoeff	Surcharge

;Überlaufwehr am RÜB 1									
Wehr_RÜB1	RÜB1	Überlaufknoten_RÜB1	SIDEFLOW	3.55	2	NO	0	0	YES
;Überlaufwehr am RÜB 2									
Wehr_RÜB2	RÜB2	Überlaufknoten_RÜB2	SIDEFLOW	5.24	2	NO	0	0	YES

[OUTLETS]

::Outlet	From Node	To Node	CrestHt	Type	QTable/Qcoeff	Qexpon	Gated

Drossel_RÜB1	RÜB1	Nach_RÜB1	0	TABULAR/DEPTH	Ablauf_RÜB1		NO
Drossel_RÜB2	RÜB2	Nach_RÜB2	0	TABULAR/DEPTH	Ablauf_RÜB2		NO

[XSECTIONS]

::Link	Shape	Geom1	Geom2	Geom3	Geom4	Barrels

Überlauf_RÜB1		CIRCULAR	1.2	0	0	1
Zur_Kläranlage		CIRCULAR	1	0	0	1
Ablauf_RÜB1		CIRCULAR	0.4	0	0	1
Ablauf_RÜB2		CIRCULAR	0.5	0	0	1
Überlauf_RÜB2		CIRCULAR	1.8	0	0	1
Zulaufleitung_RÜB1		CIRCULAR	1	0	0	1
Zulaufleitung_RÜB2		CIRCULAR	3	0	0	1
Wehr_RÜB1		RECT_OPEN	0.45	8	0	0
Wehr_RÜB2		RECT_OPEN	1.27	11.7	0	0

[POLLUTANTS]

::Pollutant	Units	Cppt	Cgw	Crdii	Kdecay	SnowOnly	Co-Pollutant	Co-Frac	Cdwf	Cinit

AFS	MG/L	0.0	0.0	0.0	0.0	NO	*	0.0	0.0	0.0

[LANDUSES]

::	Cleaning Interval	Fraction Available	Last Cleaned

EZG	0	0	0

[COVERAGES]

::Subcatchment	Land Use	Percent

EZG_RÜB1	EZG	100
EZG_RÜB2	EZG	100

[LOADINGS]

::Subcatchment	Pollutant	InitLoad

[BUILDUP]

::Land Use	Pollutant	Function	Coeff1	Coeff2	Coeff3	Normalizer

EZG	AFS	EXP	12	0.5	0.0	AREA

Anhang

[WASHOFF]

::Land Use	Pollutant	Function	Coeff1	Coeff2	Ecleaning	Ebmp
EZG	AFS	EXP	1000	-10	0.0	0.0

[INFLOWS]

::Node	Inflow	Time Series	Type	Funits	Fscale	Baseline	Pattern
Zulauf_RÜB2	FLOW	""	FLOW	1.0	1.0	6.5	
Zulauf_RÜB1	FLOW	""	FLOW	1.0	1.0	4.5	

[DWF]

::Node	Parameter	BaseDWF	Patterns
Zulauf_RÜB2	FLOW	30	"HourlyRÜB2"
Zulauf_RÜB2	AFS	150	"HourlyAFSRÜB2"
Zulauf_RÜB1	FLOW	7.00	"HourlyRÜB1"
Zulauf_RÜB1	AFS	150	"HourlyAFSRÜB2"

[CURVES]

::Curve	Type	X-Value	Y-Value
;Konstante Drossel am RÜB1			
Ablauf_RÜB1	Rating	0	58
Ablauf_RÜB1		3.55	58
;Konstante Drossel am RÜB 2			
Ablauf_RÜB2	Rating	0	183
Ablauf_RÜB2		5.24	183
;Rundbecken 805 m3			
RÜB1	Storage	0	227
RÜB1		3.55	227
;Rechteckbecken 1949 m3			
RÜB2	Storage	0	372
RÜB2		5.24	372

[PATTERNS]

::Pattern	Type	Multipliers						
;Zulaufganglinie Brühlstraße								
HourlyRÜB1	HOURLY	0.80	0.69	0.62	0.59	0.60	0.66	
HourlyRÜB1		0.89	1.13	1.21	1.26	1.24	1.19	
HourlyRÜB1		1.16	1.13	1.09	1.05	1.03	1.06	
HourlyRÜB1		1.13	1.17	1.18	1.08	1.08	0.94	
;Tagesgang Durchfluss GSS								
HourlyRÜB2	HOURLY	0.78	0.70	0.65	0.63	0.64	0.72	
HourlyRÜB2		0.92	1.13	1.20	1.24	1.22	1.20	
HourlyRÜB2		1.18	1.16	1.12	1.08	1.05	1.07	
HourlyRÜB2		1.11	1.12	1.11	1.04	1.04	0.90	
;Konzentration AFS an RÜB GSS								
HourlyAFSRÜB2	HOURLY	0.61	0.49	0.40	0.38	0.38	0.48	

HourlyAFSRÜB2	0.74	1.20	1.48	1.54	1.52	1.43
HourlyAFSRÜB2	1.37	1.30	1.26	1.22	1.11	1.13
HourlyAFSRÜB2	1.15	1.15	1.09	0.96	0.87	0.75

[REPORT]

;;Reporting Options

INPUT NO

CONTROLS NO

SUBCATCHMENTS ALL

NODES ALL

LINKS ALL

[TAGS]

[MAP]

DIMENSIONS 0.000 0.000 10000.000 10000.000

Units None

[COORDINATES]

;;Node	X-Coord	Y-Coord
;;-----		
Überlaufknoten_RÜB1	1716.329	4624.553
Sammelpunkt	4648.391	5387.366
Nach_RÜB1	3349.225	5387.366
Nach_RÜB2	4648.391	6102.503
Überlaufknoten_RÜB2	6185.936	6960.667
Zulauf_RÜB2	4648.391	7651.967
Zulauf_RÜB1	-393.325	5375.447
Kläranlage	4648.391	4147.795
Überlauf_RÜB1	1716.329	3957.092
Überlauf_RÜB2	8045.292	6972.586
RÜB1	1716.329	5375.447
RÜB2	4648.391	6972.586

[VERTICES]

;;Link	X-Coord	Y-Coord
;;-----		

C Ergebnisse der Durchflussüberprüfung

Der Durchfluss hinter der Drossel der beiden RÜB wird indirekt über den Wasserstand und eine Q-h-Beziehung ermittelt. Bei dieser indirekten Bestimmung des Durchflusses entstehen Unsicherheiten. Um die Stabilität der hinterlegten Durchfluss-Wasserstands-Beziehung (Q-h-Beziehung) zu überprüfen und die Auswirkungen der dabei entstehenden Unsicherheiten auf weitere Auswertungen abzuschätzen, wurden für einen Zeitraum von jeweils fünf Monaten temporäre Durchflussmessungen, die sowohl den Wasserstand als auch die Fließgeschwindigkeit über das Profil erfassen, zusätzlich zur stationären Wasserstandsmessung zur Durchflussermittlung eingesetzt (siehe Kapitel 4.2).

Regenüberlaufbecken 1

Am RÜB 1 war die temporäre Messung im Zeitraum vom 02.12.2014 bis zum 25.05.2015 eingebaut. Im Zeitraum vom 10.01.2015 bis 23.04.2015 waren die Daten der temporären Durchflussmessung nicht verwertbar. Trotz des relativ langen Ausfallzeitraums konnten 10 Niederschlagsereignisse ausgewertet und damit eine ausreichende Datenbasis geschaffen werden.

Abb. C.4 zeigt die Messwerte für den Dezember 2014 der beiden Messeinrichtungen im Vergleich. Bei Trockenwetterbedingungen ist die durchschnittliche Abweichung zwischen der stationären Messung und der temporären Durchflussprüfung etwas geringer. Bei höheren Abflüssen werden stärkere Unterschiede zwischen den Messwerten sichtbar.

Im Trockenwetterzeitraum vom 03.12.2014 bis zum 16.12.2014 betrug die durchschnittliche Abweichung zwischen den Messwerten der temporären und der stationären Messung für den Durchfluss 8 %, im Trockenwetterzeitraum vom 07.05.2015 bis zum 15.05.2015 betrug die Abweichung 21 %. Dies führte zu Abweichungen der damit errechneten Gesamtvolumina von 19 % bzw. 5 %. Die stationäre Messung unterschätzte die gemessenen Durchflüsse tendenziell.

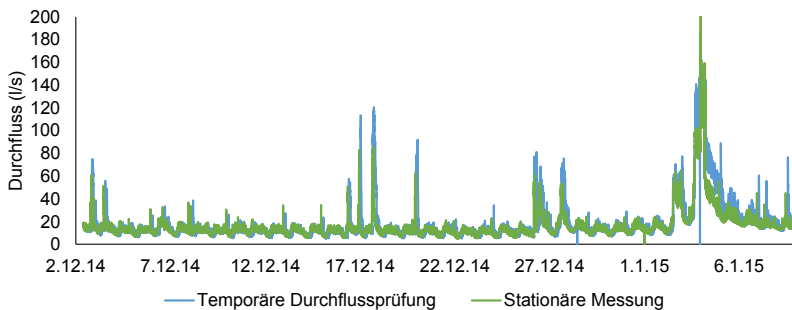


Abb. C.4: Durchflussmesswerte der temporären Durchflussprüfung und aus der stationären Wasserstandsmessung berechnete Durchflüsse vom 02.12.2014 bis 10.01.2015 am RÜB 1

Die durchschnittlichen Abweichungen zwischen den Durchflüssen der stationären und der temporären Messung in den einzelnen Niederschlagsereignissen betragen zwischen 8 % und 51 %. Dies hatte Volumenfehler zwischen 19 % und 236 % für die Gesamtereignisvolumina zur Folge. Im gesamten auswertbaren Zeitraum (Trocken- und Regenwetter) lag die Abweichung der Durchflussmesswerte im Mittel bei 20 %.

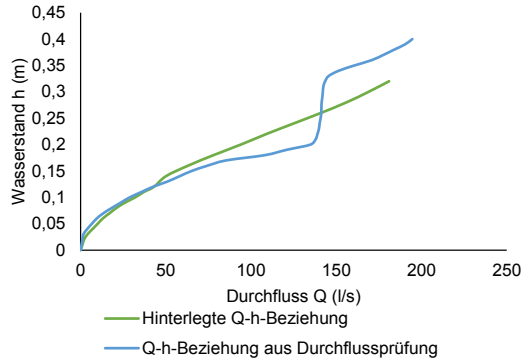


Abb. C.5: An der Messstelle am RÜB 1 hinterlegte Q-h-Beziehung im Vergleich zu aus Durchflussprüfung ermittelter Q-h-Beziehung

Zur Berechnung der Durchflüsse aus der stationären Wasserstandsmessung ist eine feste Q-h-Beziehung berechnet über die Geometrie der Messstelle und die Rauigkeit hinterlegt (siehe grüne Linie in Abb. C.5). Die aus der Durchflussprüfung ermittelte Q-h-Beziehung lieferte aber in den höheren Abflussbereichen ab etwa 100 l/s ein anderes Bild als die hinterlegte ideale Kurve. Bei einem Durchfluss von etwa 140 l/s ist ein deutlicher Sprung in der Q-h-Beziehung erkennbar. Hierbei ist von einer Rückstaubeinflussung der Messstelle auszugehen, so dass die Verwendung einer Wasserstandsmessung zur Berechnung der Durchflüsse über eine feste Q-h-Beziehung eigentlich nicht zulässig ist. In den hohen Abflussbereichen ist somit mit großen Abweichungen zu den tatsächlichen Durchflüssen zu rechnen. Insgesamt wurden am RÜB 1 schwierige Bedingungen zur verlässlichen Durchflussmessung festgestellt. Dies manifestierte sich im langen Ausfall der temporären Durchflussmessung.

Regenüberlaufbecken 2

Am RÜB 2 war im gleichen Zeitraum wie am RÜB 1 (02.12.2014 bis 28.4.2015) eine temporäre Durchflussmessung installiert. Nicht auswertbar war hier der Zeitraum vom 03.01. bis zum 20.01.2015.

Bei Trockenwetter betrug die Abweichung zwischen den einzelnen Messwerten zwischen 10 % (05.-16.12.2014) und 19 % (05.-23.03.2015), was zu Abweichungen im Gesamtvolumen von 3 % bzw. 19 % führte. Bei 28 Niederschlagsereignissen wurden am RÜB 2 Ereignisvolumina ausgewertet. Die durchschnittliche Abweichung zwischen den Messwerten der temporären und der stationären Messung betrug 17 %. Die sich daraus ergebende Abweichung in der Ereignisfracht betrug im Mittel 16 %. Wie am RÜB 1 unterschätzte die stationäre Abflussmessung die tatsächlichen Durchflüsse.

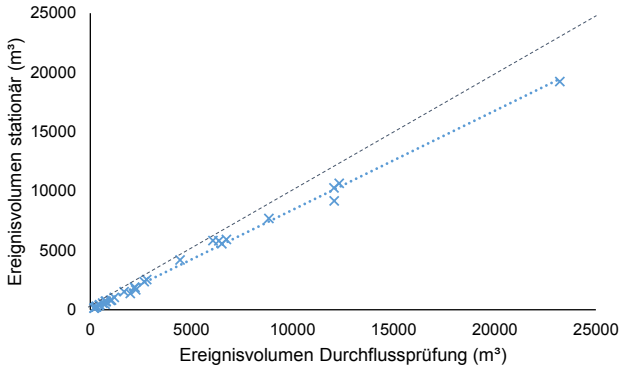


Abb. C.6: Ereignisvolumina mittels aus stationärer Wasserstandsmessung ermittelter Durchflüsse bei Regenwetter gegen Ereignisvolumina aus temporärer Durchflussüberprüfung

Eine Rückstaubeinflussung der Messstelle wie am RÜB 1 konnte nicht nachgewiesen werden. Die hinterlegte Q-h-Beziehung an der Messstelle konnte allerdings in den Messdaten auch nicht wiedergefunden werden (siehe Abb. C.7). Da die Fließbedingungen am RÜB 2 im Testzeitraum allerdings stabiler waren als am RÜB 1, wäre hier eine Korrektur der Messwerte mit der gemessenen Q-h-Beziehung möglich gewesen.

Abb. C.8 zeigt die relativen Häufigkeiten der prozentualen Abweichungen zwischen den temporär und stationär ermittelten Durchflusswerten im Vergleich. Beide Häufigkeitsverteilungen sind nach Kolgorov-Smirnow-Test nicht normal verteilt. Die häufigste Abweichung zwischen den Einzelwerten liegt am RÜB 1 bei 10 %, am RÜB 2 bei etwa 20 %.

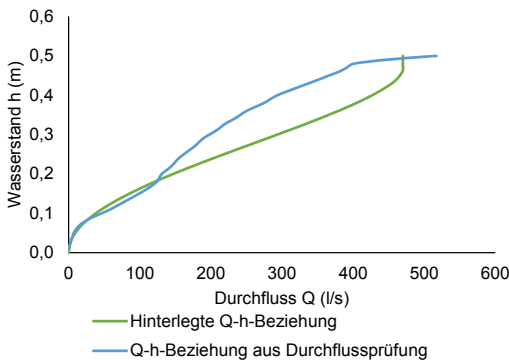


Abb. C.7: An der Messstelle am RÜB 2 hinterlegte Q-h-Beziehung im Vergleich zu aus Durchflussprüfung ermittelter Q-h-Beziehung

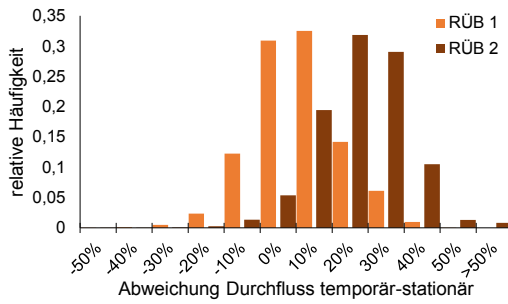


Abb. C.8: Häufigkeitsverteilung der prozentualen Abweichungen zwischen stationärer Durchflussmessung und Durchflussprüfung an den beiden RÜB

D Tabellarische Darstellung der Einzelereignisgrößen an beiden Regenüberlaufbecken

Tab. D.7: Übersicht über Niederschlagscharakteristika und Spülstoßindizes der Einstauereignisse am RÜB 1

Datum	Dauer Trockenwetterperiode (d)		Charakteristika letzter Niederschlag					Charakteristika aktueller Niederschlag				Spülstoßindex			
	seit letztem Niederschlag	seit letztem Einstau	Niederschlags-summe (mm)	maximale Intensität (mm/min)	durchschnittliche Intensität (mm/min)	Ereignisdauer Regen (min)	Ereignisdauer gesamt (min)	Niederschlags-summe (mm)	maximale Intensität (mm/min)	durchschnittliche Intensität (mm/min)	Ereignisdauer Regen (min)	AFS	Nitrat	CSB	CSBf
02./03.08.2014	0,35	x	0,73	0,24	0,07	11	x	11,63	0,77	0,18	66	1,42	0,74	1,30	1,19
07.08.2014	0,28	2,15	0,46	0,09	0,04	12	28	0,59	0,28	0,08	7	1,35	1,47	1,34	1,31
10.08.2014	2,40	2,50	0,13	0,09	0,04	3	5	6,02	0,62	0,10	60	2,47	0,76	2,12	1,75
10.08.2014	0,73	0,69	6,02	0,62	0,10	60	171	5,16	1,06	0,18	29	1,23	0,64	1,07	0,94
11.08.2014	0,11	0,10	5,16	1,06	0,08	29	136	3,26	0,23	0,07	45	1,47	1,05	1,21	1,14
13.08.2014	2,02	2,35	0,34	0,10	0,04	8	20	2,24	0,18	0,05	42	2,00	0,84	1,78	1,50
13.08.2014	0,01	0,18	0,06	0,06	0,06	1	1	1,56	0,41	0,11	14	1,39	0,99	1,28	1,17
14.08.2014	0,06	0,96	0,07	0,07	0,07	1	1	1,18	0,27	0,08	15	1,23	0,90	1,08	1,00
16.08.2014	0,02	0,58	0,73	0,12	0,04	17	35	4,46	0,26	0,06	74	1,35	0,95	1,21	1,08
16.08.2014	0,04	0,06	4,46	0,26	0,06	74	123	2,88	0,13	0,04	65	1,49	0,94	1,21	1,07
27.08.2014	0,04	10,97	0,07	0,05	0,04	2	4	2,32	0,46	0,09	27	1,28	0,85	1,18	1,14
27.08.2014	0,08	0,08	2,32	0,46	0,09	27	71	3,03	0,33	0,11	27	0,98	0,84	0,88	0,77
29.08.2014	1,89	1,91	0,07	0,05	0,04	2	2	9,40	0,49	0,11	85	1,80	0,91	1,50	1,29
31.08.2014	1,14	1,24	0,23	0,12	0,08	3	4	25,36	0,72	0,06	395	1,61	0,64	1,20	0,97
05.09.2014	2,28	5,01	0,05	0,05	0,05	1	1	0,00	0,00	0,00	0	1,73	1,04	1,48	1,29
11.09.2014	3,90	3,91	0,28	0,22	0,07	4	28	6,44	0,49	0,13	51	1,49	0,91	1,32	1,14
12./13.09.2014	0,06	0,58	0,45	0,09	0,04	12	22	28,44	0,14	0,03	835	1,30	0,80	1,17	1,06
13.09.2014	0,48	0,47	28,44	0,14	0,03	835	1336	0,98	0,19	0,05	21	1,38	0,97	1,20	1,08
21.09.2014	0,13	2,04	0,22	0,06	0,03	8	11	2,40	0,13	0,06	37	1,83	0,64	1,59	1,34

Datum	Dauer Trockenwetterperiode (d)		Charakteristika letzter Niederschlag					Charakteristika aktueller Niederschlag				Spülstoßindex			
	seit letztem Niederschlag	seit letztem Einstau	Niederschlags-summe (mm)	maximale Intensität (mm/min)	durchschnittliche Intensität (mm/min)	Ereignis-dauer Regen (min)	Ereignis-dauer gesamt (min)	Niederschlags-summe (mm)	maximale Intensität (mm/min)	durchschnittliche Intensität (mm/min)	Ereignis-dauer Regen (min)	AFS	Nitrat	CSB	CSBf
21./22.09.2014	0,08	0,34	0,21	0,13	0,04	5	10	17,00	0,78	0,07	231	1,19	0,92	1,13	1,11
22.09.2014	0,24	0,74	0,05	0,05	0,05	1	1	3,08	0,31	0,10	32	1,29	0,83	1,11	1,01
24.09.2014	2,01	2,01	3,08	0,31	0,10	32	56	6,24	0,18	0,05	135	1,92	1,04	1,53	1,33
15.10.2014	1,05	4,60	0,22	0,05	0,01	22	22	1,82	0,11	0,08	23	1,29	1,38	1,30	1,25
15./16.10.2014	0,07	5,38	1,14	0,22	0,05	21	21	5,81	0,34	0,07	86	1,88	1,08	1,69	1,44
16.10.2014	0,29	0,30	5,81	0,34	0,07	86	186	6,14	0,17	0,32	19	1,44	0,77	1,30	1,17
16.10.2014	0,06	0,28	1,19	0,15	0,12	10	10	1,17	0,57	0,23	5	1,51	1,04	1,33	1,13
17.10.2014	0,31	0,31	1,17	0,57	0,23	5	21	25,62	0,20	0,08	337	0,40	0,45	0,39	0,39
15.-17.11.2014	0,04	0,12	1,81	0,09	0,03	62	176	14,44	0,17	0,02	759	0,75	0,94	0,59	0,51
18./19.11.2014	0,03	0,45	0,25	0,05	0,03	8	43	9,40	0,09	0,03	281	0,81	1,09	0,65	0,56
20.11.2014	0,87	0,83	9,40	0,09	0,03	281	861	0,00	0,00	0,00	0	0,91	1,35	0,88	0,40
17.12.2014	0,63	0,70	0,48	0,08	0,02	29	96	3,79	0,13	0,03	128	1,55	0,93	1,50	1,50
11.01.2015	1,13	6,81	0,61	0,05	0,03	20	82	6,85	0,18	0,05	152	2,14	0,84	1,85	1,53
11.01.2015	0,02	0,36	0,39	0,06	0,03	14	19	0,92	0,15	0,05	17	1,18	1,19	1,18	1,21
16./17.01.2015	2,19	2,28	3,06	0,48	0,10	31	81	10,40	0,08	0,03	367	1,19	0,84	1,24	1,18
29.01.2015	0,02	11,23	0,28	0,05	0,03	9	38	0,82	0,22	0,06	14	1,19	1,35	1,17	1,20
02.03.2015	0,03	6,02	0,29	0,10	0,05	6	18	3,61	0,29	0,09	40	1,57	1,38	1,50	1,33
02.03.2015	0,10	0,08	0,42	0,18	0,08	5	51	1,06	0,21	0,12	9	1,45	0,88	1,25	1,01
30.03.2015	0,04	0,07	1,22	0,09	0,03	35	121	8,59	0,12	0,04	222	1,31	1,15	1,26	1,15
02.04.2015	0,12	1,50	1,52	0,06	0,01	126	126	5,52	0,19	0,06	94	1,72	0,93	1,53	1,30
01./02.05.2015	0,09	2,73	0,69	0,06	0,02	36	36	28,17	0,16	0,02	1152	1,93	1,33	1,86	1,79
03.05.2015	0,71	0,79	0,24	0,07	0,01	20	10	5,63	0,08	0,02	240	2,03	0,98	1,73	1,49

Anhang

Datum	Dauer Trockenwetterperiode (d)		Charakteristika letzter Niederschlag					Charakteristika aktueller Niederschlag				Spülstoßindex			
	seit letztem Niederschlag	seit letztem Einstau	Niederschlags-summe (mm)	maximale Intensität (mm/min)	durchschnittliche Intensität (mm/min)	Ereignisdauer Regen (min)	Ereignisdauer gesamt (min)	Niederschlags-summe (mm)	maximale Intensität (mm/min)	durchschnittliche Intensität (mm/min)	Ereignisdauer Regen (min)	AFS	Nitrat	CSB	CSBf
03.05.2015	0,20	0,52	0,36	0,07	0,02	21	21	1,00	0,11	0,04	23	1,28	1,02	1,22	1,18
15.05.2015	0,10	9,00	0,45	0,04	0,08	6	6	24,14	0,49	0,03	827	2,48	0,99	2,18	1,72
20.05.2015	0,04	4,90	0,72	0,09	0,02	37	37	6,02	0,31	0,12	50	1,85	1,11	1,78	1,66
25.05.2015	5,05	5,05	6,02	0,31	0,12	50	170	1,57	0,24	0,12	13	1,54	0,80	1,46	1,64
25.05.2015	0,24	0,20	4,93	0,19	0,03	143	100	2,22	0,08	0,02	120	1,13	1,13	1,26	1,38
25.05.2015	0,19	0,20	2,22	0,08	0,02	120	66	1,48	0,07	0,01	120	1,13	1,13	1,26	1,38
07.06.2015	8,50	13,10	0,67	0,11	0,04	18	18	13,81	0,75	0,18	78	2,12	0,81	2,00	1,78
08.06.2015	1,04	1,04	13,81	0,75	0,17	79	156	20,17	0,55	0,11	184	1,92	1,00	1,58	1,41
08.06.2015	0,08	0,08	20,17	0,55	0,11	184	294	3,29	0,12	0,04	90	1,46	0,98	1,26	1,10
12.06.2015	4,25	4,25	3,29	0,12	0,04	90	181	1,94	0,47	0,08	25	1,76	0,81	1,57	1,26
18.06.2015	0,03	5,42	1,03	0,14	0,04	24	24	0,31	0,07	0,01	40	1,30	1,05	1,25	1,41
18.06.2015	0,03	0,03	0,31	0,07	0,01	40	15	1,53	0,14	0,03	61	0,91	1,02	0,95	0,99
18.06.2015	0,25	0,25	1,53	0,14	0,03	61	20	0,42	0,08	0,05	9	1,73	0,92	1,63	1,47
22.07.2015	3,30	25,00	0,28	0,15	0,04	8	8	3,35	0,35	0,06	53	1,51	1,06	1,30	1,20
23.07.2015	0,02	0,42	1,29	0,19	0,05	26	26	1,65	0,30	0,04	38	1,15	1,08	1,13	1,16
09./10.08.2015	5,08	16,10	0,77	0,23	0,06	13	13	61,52	4,60	0,22	282	1,76	1,12	1,76	1,67
14.08.2015	3,96	3,96	61,52	4,60	0,22	282	565	8,26	0,80	0,26	32	1,49	0,62	1,20	0,96
16.08.2015	0,03	2,29	3,96	0,08	0,01	418	565	3,27	0,11	0,01	262	1,31	0,93	1,25	1,21
16.08.2015	0,13	0,20	0,58	0,15	0,06	9	9	4,23	0,41	0,14	30	1,43	0,82	1,39	1,29
23.08.2015	3,75	7,00	0,25	0,05	0,01	28	28	5,18	0,78	0,16	33	1,68	1,32	1,57	1,41
24.08.2015	0,34	1,13	0,21	0,12	0,02	10	10	2,98	0,25	0,02	152	1,34	1,08	1,27	1,19
14.09.2015	0,01	0,01	0,13	0,06	0,01	9	26	1,54	0,31	0,14	11	1,23		1,21	1,16

Datum	Dauer Trockenwetterperiode (d)		Charakteristika letzter Niederschlag					Charakteristika aktueller Niederschlag				Spülstoßindex			
	seit letztem Niederschlag	seit letztem Einstau	Niederschlags-summe (mm)	maximale Intensität (mm/min)	durchschnittliche Intensität (mm/min)	Ereignisdauer Regen (min)	Ereignisdauer gesamt (min)	Niederschlags-summe (mm)	maximale Intensität (mm/min)	durchschnittliche Intensität (mm/min)	Ereignisdauer Regen (min)	AFS	Nitrat	CSB	CSBf
17.09.2015	0,03	2,67	0,33	0,07	0,02	22	22	3,13	0,13	0,05	61	1,48	1,41	1,50	1,51
17.09.2015	0,01	0,04	0,33	0,06	0,02	18	18	2,17	0,08	0,02	137	1,28	1,05	1,27	1,33
29.10.2015	0,06	36,00	1,70	0,06	0,09	20	20	4,66	0,08	0,02	250	1,80	1,10	1,62	1,30
21.11.2015	0,17	0,17	50,08	0,26	0,05	1036	1011	1,15	0,13	0,04	28	1,22	1,11	1,12	1,04
21.11.2015	0,45	0,45	1,16	0,13	0,04	28	15	1,87	0,24	0,05	35	1,44	1,03	1,35	1,26
09.12.2015	7,76	7,76	3,82	0,08	0,02	186	145	6,72	0,18	0,04	160	1,28	1,16	1,32	1,34
01.01.2016	0,03	0,40	0,12	0,05	0,01	10	10	3,03	0,15	0,04	81	1,25	1,23	1,14	0,92
04.01.2016	0,04	1,15	0,25	0,06	0,01	17	17	5,85	0,08	0,03	201	1,54	1,18	1,54	1,59
05.01.2016	0,03	0,03	1,99	0,14	0,05	40	40	1,10	0,09	0,02	60	0,85	1,18	0,89	0,86
07.01.2016	0,03	2,25	0,96	0,14	0,02	48	48	1,32	0,13	0,02	66	1,09	1,09	1,09	1,07
11.01.2016	0,51	3,51	0,54	0,08	0,02	33	33	10,07	0,13	0,03	366	1,46	0,74	1,37	1,24
11.01.2016	0,14	0,33	0,30	0,05	0,03	12	12	1,48	0,13	0,04	33	1,13	1,13	1,10	1,06
12.01.2016	0,26	0,83	0,30	0,11	0,04	8	8	0,81	0,20	0,03	31	1,24	1,25	1,20	1,09
30.01.2016	1,65	18,08	3,21	0,57	0,01	300	300	3,36	0,18	0,02	142	1,90	1,02	1,78	1,54
30.01.2016	0,02	0,02	3,36	0,18	0,02	142	135	1,92	0,13	0,03	74	1,25	1,15	1,18	1,06
31.01.2016	0,28	0,57	1,47	0,07	0,01	121	121	2,11	0,06	0,01	143	1,05	1,20	1,05	1,06
08.02.2016	3,78	8,08	0,68	0,09	0,02	28	28	12,83	0,26	0,03	375	1,79	0,93	1,78	1,61
09.02.2016	0,20	0,60	1,71	0,20	0,07	25	50	4,56	0,43	0,13	36	1,26	0,91	1,19	1,04
13.02.2016	0,02	0,05	0,47	0,08	0,02	19	19	0,52	0,08	0,03	17	0,99	1,13	1,00	1,08
14.02.2016	0,52	0,54	0,52	0,08	0,03	17	15	3,53	0,17	0,02	159	1,41	0,99	1,34	1,29
23.02.2016	4,02	4,02	0,17	0,06	0,02	11	11	10,30	0,23	0,03	303	1,97	0,40	1,85	1,49
02.03.2016	1,69	8,08	2,84	0,08	0,02	170	170	7,55	0,27	0,03	220	2,00		1,85	1,39

Anhang

Datum	Dauer Trockenwetterperiode (d)		Charakteristika letzter Niederschlag					Charakteristika aktueller Niederschlag				Spülstoßindex			
	seit letztem Niederschlag	seit letztem Einstau	Niederschlags-summe (mm)	maximale Intensität (mm/min)	durchschnittliche Intensität (mm/min)	Ereignisdauer Regen (min)	Ereignisdauer gesamt (min)	Niederschlags-summe (mm)	maximale Intensität (mm/min)	durchschnittliche Intensität (mm/min)	Ereignisdauer Regen (min)	AFS	Nitrat	CSB	CSBf
28.03.2016	0,04	26,33	0,57	0,21	0,04	13	13	5,88	0,29	0,12	48	0,73	1,46	0,95	1,30
30.03.2016	0,03	1,34	0,69	0,13	0,03	21	21	1,11	0,09	0,02	72	1,10	1,07	1,08	1,06
12./13.04.2016	0,63	0,63	9,68	0,20	0,05	200	254	3,58	0,12	0,03	130	1,33	1,22	1,29	1,29
15.04.2016	1,77	1,77	3,13	0,26	0,04	72	96	3,04	0,08	0,02	133	1,13	1,25	1,23	1,23
16.04.2016	0,22	0,22	0,63	0,10	0,04	17	11	3,85	0,23	0,05	83	1,31	1,16	1,32	1,26
16./17.04.2016	0,35	0,35	3,85	0,23	0,05	83	91	10,64	0,21	0,03	360	1,68	0,86	1,44	1,30
17.04.2016	0,13	0,13	10,64	0,21	0,03	360	395	7,39	0,17	0,02	326	0,72	0,76	0,80	0,89
17.04.2016	0,17	0,17	7,39	0,17	0,02	326	460	3,56	0,15	0,02	214	0,84	1,00	1,02	1,04
18.04.2016	0,69	0,69	3,56	0,15	0,02	214	375	1,12	0,24	0,05	23	1,20	1,17	1,24	1,22
23.04.2016	4,93	4,93	1,12	0,24	0,05	23	40	3,99	0,23	0,02	189	1,51	1,01	1,30	1,16
26.04.2016	0,09	0,09	6,14	0,23	0,02	301	295	2,21	0,17	0,05	49	1,02	1,15	1,09	1,15
03.05.2016	1,69	2,38	0,32	0,11	0,03	11	11	2,34	0,24	0,03	68	1,39	0,77	1,28	1,16
13.05.2016	0,14	0,14	1,56	0,22	0,04	40	36	3,14	0,08	0,02	137	1,06	1,07	0,99	0,92
13.05.2016	0,06	0,06	3,14	0,08	0,02	137	125	2,14	0,09	0,02	110	1,13	0,99	1,08	1,03
13.05.2016	0,07	0,07	2,14	0,09	0,02	110	65	0,92	0,09	0,04	26	1,17	1,22	1,19	1,22
23.05.2016	0,05	6,83	1,17	0,07	0,03	42	42	4,87	0,09	0,03	178	1,19	1,27	1,19	1,18
23.05.2016	0,13	0,13	4,87	0,09	0,03	178	130	1,24	0,14	0,03	48	1,19	0,94	1,12	1,06
23.05.2016	0,07	0,07	1,24	0,14	0,03	48	25	1,75	0,15	0,02	99	1,17	1,10	1,13	1,10
29./30.05.2016	0,07	0,07	1,95	0,36	0,08	26	30	43,16	0,73	0,05	881	1,15	0,35	1,02	0,90
05.06.2016	0,53	1,77	1,39	0,34	0,05	26	26	0,00	0,00	0,00	0	1,75	1,48	1,63	1,49
05.06.2016	0,56	0,03	1,39	0,34	0,05	26	26	1,49	0,16	0,06	24	1,17	0,98	1,12	1,05
08.06.2016	0,09	0,09	7,49	0,22	0,04	174	160	10,14	0,86	0,05	215	1,39	0,82	1,18	1,04

Datum	Dauer Trockenwetterperiode (d)		Charakteristika letzter Niederschlag					Charakteristika aktueller Niederschlag				Spülstoßindex			
	seit letztem Niederschlag	seit letztem Einstau	Niederschlags-summe (mm)	maximale Intensität (mm/min)	durchschnittliche Intensität (mm/min)	Ereignisdauer Regen (min)	Ereignisdauer gesamt (min)	Niederschlags-summe (mm)	maximale Intensität (mm/min)	durchschnittliche Intensität (mm/min)	Ereignisdauer Regen (min)	AFS	Nitrat	CSB	CSBf
10./11.06.2016	1,80	1,80	4,76	0,36	0,02	212	186	1,88	0,17	0,06	34	1,53	1,22	1,45	1,34
11.06.2016	0,56	0,56	1,88	0,17	0,06	34	30	1,88	0,41	0,14	13	0,99	0,75	0,96	0,91
12.06.2016	0,32	0,32	8,83	0,85	0,05	193	346	3,77	0,49	0,11	35	1,32	1,15	1,33	1,26
13.06.2016	0,22	0,22	0,66	0,18	0,05	14	16	1,26	0,22	0,05	27	1,88	1,11	1,49	1,24
14.06.2016	0,73	0,73	1,26	0,22	0,05	27	30	5,74	0,23	0,04	163	1,42	1,09	1,36	1,27
15.06.2016	0,06	0,85	1,76	0,22	0,06	31	31	2,07	0,22	0,02	132	1,40	1,35	1,32	1,22
16.06.2016	0,02	1,05	1,20	0,14	0,01	99	99	3,57	0,09	0,03	119	1,50	0,94	1,37	1,21
16./17.06.2016	0,49	0,49	3,57	0,09	0,03	119	105	4,88	0,13	0,04	119	0,70	1,22	0,90	1,13
26.06.2016	0,08	1,22	0,66	0,16	0,13	5	5	1,36	0,26	0,09	15	1,15	1,09	1,02	0,95
02.07.2016	1,28	1,84	0,50	0,17	0,04	12	12	4,59	0,42	0,09	51	1,93	1,18	1,83	1,60
02.07.2016	0,15	0,15	4,59	0,42	0,09	51	61	2,88	0,46	0,14	21	1,15	0,80	1,04	0,92
12.07.2016	0,33	0,33	2,14	0,33	0,06	35	51	1,61	0,19	0,08	21	1,11	1,34	1,10	1,07
13.07.2016	0,49	0,49	4,19	0,39	0,03	124	66	0,77	0,41	0,07	11	1,27	1,21	1,19	1,06
22.07.2016	1,55	7,00	1,02	0,07	0,02	62	62	5,11	0,84	0,22	23	1,36	0,78	1,25	1,11
26.07.2016	2,00	2,00	1,93	0,45	0,15	13	11	1,08	0,27	0,05	24	1,41	0,98	1,28	1,14
02.08.2016	0,45	2,19	0,39	0,13	0,02	24	24	1,89	0,22	0,05	41	1,49	1,03	1,40	1,29
04./05.08.2016	1,97	1,97	1,89	0,22	0,05	41	26	13,04	0,26	0,04	300	2,13	1,38	1,93	1,73
05.08.2016	0,07	0,07	13,04	0,26	0,04	300	311	2,06	0,17	0,02	90	1,25	1,09	1,10	1,04
05.08.2016	0,42	0,42	2,06	0,17	0,02	90	91	0,87	0,21	0,05	16	1,20	0,89	1,15	1,04
20.08.2016	0,42	0,42	2,06	0,17	0,02	90	91	7,90	0,31	0,07	115	2,13	1,17	1,96	1,83
02.10.2016	13,52	13,52	6,07	0,09	0,02	366	275	1,83	0,17	0,01	125	1,12	1,02	1,05	1,02

Anhang

Tab. D.8: Übersicht über Ereignisvolumina und Ereignisfrachten der Einstauereignisse am RÜB 1

Datum	Gesamtzu- laufvolu- men (m³)	Zulaufvo- lumen RÜB (m³)	Überlauf- volumen (m³)	Gesamtzulaufrecht				Zulaufrecht RÜB				Überlaufrecht			
				AFS (kg)	Nitrat (g)	CSB (kg)	CSBf (kg)	AFS (kg)	Nitrat (g)	CSB (kg)	CSBf (kg)	AFS (kg)	Nitrat (g)	CSB (kg)	CSBf (kg)
02./03.08.2014	3940	738	2247	258	3662	445	119	49	383	77	19	138	1390	221	54
07.08.2014	62	0	0	14	77	26	6	0	0	0	0	0	0	0	0
10.08.2014	1602	689	0	134	1142	263	75	70	323	127	33	0	0	0	0
10.08.2014	1226	615	0	70	870	147	46	43	321	81	23	0	0	0	0
11.08.2014	356	78	0	4	298	18	8	1	61	4	2	0	0	0	0
13.08.2014	357	23	0	43	353	87	23	6	18	10	2	0	0	0	0
13.08.2014	260	125	0	26	201	49	13	12	84	23	6	0	0	0	0
14.08.2014	199	98	0	22	148	43	11	11	70	21	5	0	0	0	0
16.08.2014	225	23	0	14	207	32	10	2	21	4	1	0	0	0	0
16.08.2014	699	234	0	18	646	54	20	6	212	18	6	0	0	0	0
27.08.2014	306	128	0	48	181	86	19	19	76	35	7	0	0	0	0
27.08.2014	683	441	0	63	537	100	22	41	332	61	13	0	0	0	0
29.08.2014	1467	672	0	69	1190	160	50	39	487	82	24	0	0	0	0
31.08.2014	4752	994	32	172	5867	484	175	44	920	103	32	1	30	2	1
05.09.2014	776	445	0	53	842	115	34	34	460	70	20	0	0	0	0
11.09.2014	999	491	0	114	1132	226	61	71	543	131	32	0	0	0	0
12./13.09.2014	6232	670	0	269	7330	702	260	17	702	65	26	0	0	0	0
13.09.2014	175	23	0	12	194	30	10	2	21	4	1	0	0	0	0
21.09.2014	418	147	0	66	198	116	27	17	72	34	9	0	0	0	0
21./22.09.2014	2910	718	3	131	2129	379	128	36	385	96	29	0	2	0	0
22.09.2014	563	335	0	33	432	83	26	20	253	51	16	0	0	0	0
24.09.2014	1131	235	0	68	956	178	57	10	177	30	10	0	0	0	0
15.10.2014	219	23	0	31	249	61	15	4	28	7	2	0	0	0	0
15./16.10.2014	1348	565	0	84	851	155	38	42	353	74	17	0	0	0	0

Datum	Gesamtzu- laufvolu- men (m ³)	Zulaufvo- lumen RÜB (m ³)	Überlauf- volumen (m ³)	Gesamtzulauffracht				Zulauffracht RÜB				Überlauffracht			
				AFS (kg)	Nitrat (g)	CSB (kg)	CSBf (kg)	AFS (kg)	Nitrat (g)	CSB (kg)	CSBf (kg)	AFS (kg)	Nitrat (g)	CSB (kg)	CSBf (kg)
16.10.2014	625	166	0	38	455	78	23	10	104	20	6	0	0	0	0
16.10.2014	112	23	0	12	76	20	5	2	17	4	1	0	0	0	0
17.10.2014	7535	787	942	595	7826	1353	380	27	390	61	17	67	481	125	29
15.-17.11.2014	9347	788	8	679	8506	1738	566	45	612	89	24	0	6	0	0
18./19.11.2014	3184	87	0	188	3040	357	114	3	96	6	2	0	0	0	0
20.11.2014	268	0	0	23	27	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0
17.12.2014	477	0	0	79	313	122	26	0	0	0	0	0	0	0	0
11.01.2015	1141	51	0	60	767	112	29	8	28	12	2	0	0	0	0
11.01.2015	217	23	0	16	200	31	9	2	18	3	1	0	0	0	0
16./17.01.2015	1572	0	0	58	1013	87	23	0	0	0	0	0	0	0	0
29.01.2015	78	0	0	20	56	26	4	0	0	0	0	0	0	0	0
02.03.2015	650	343	0	147	375	185	28	101	203	123	17	0	0	0	0
02.03.2015	296	65	0	35	226	46	9	10	46	12	2	0	0	0	0
30.03.2015	1415	249	0	87	1082	150	34	20	193	32	6	0	0	0	0
02.04.2015	885	322	0	62	640	104	24	25	211	40	9	0	0	0	0
01./02.05.2015	6693	808	0	193	4956	443	146	21	484	43	13	0	0	0	0
03.05.2015	991	185	0	27	903	52	16	5	161	10	3	0	0	0	0
03.05.2015	104	0	0	10	117	19	6	0	0	0	0	0	0	0	0
15.05.2015	4547	985	4	326	4436	559	135	187	921	281	53	0	4	0	0
20.05.2015	1266	550	0	179	1116	277	58	91	477	138	28	0	0	0	0
25.05.2015	108	23	0	41	198	67	18	0	0	0	0	0	0	0	0
25.05.2015	378	69	0	19	523	42	14	4	89	7	2	0	0	0	0
25.05.2015	373	69	0	19	517	42	14	4	88	7	2	0	0	0	0
07.06.2015	2099	748	627	265	2268	394	102	155	706	219	54	51	591	68	17
08.06.2015	2597	722	152	109	2704	230	72	34	686	66	19	3	111	7	2

Anhang

Datum	Gesamtzulaufvolumen (m³)	Zulaufvolumen RÜB (m³)	Überlaufvolumen (m³)	Gesamtzulauffracht				Zulauffracht RÜB				Überlauffracht			
				AFS (kg)	Nitrat (g)	CSB (kg)	CSBf (kg)	AFS (kg)	Nitrat (g)	CSB (kg)	CSBf (kg)	AFS (kg)	Nitrat (g)	CSB (kg)	CSBf (kg)
08.06.2015	1185	210	0	37	1583	86	29	9	267	17	5	0	0	0	0
12.06.2015	440	231	0	88	567	138	30	54	287	82	17	0	0	0	0
18.06.2015	71	0	0	30	117	50	13	0	0	0	0	0	0	0	0
18.06.2015	104	0	0	10	132	20	6	0	0	0	0	0	0	0	0
18.06.2015	902	527	0	121	554	182	37	93	319	135	26	0	0	0	0
22.07.2015	213	74	0	49	360	80	22	24	130	35	9	0	0	0	0
23.07.2015	105	23	0	11	233	22	8	3	55	5	2	0	0	0	0
09./10.08.2015	6460	1718	2265	547	10616	842	218	124	2100	202	56	301	3583	399	82
14.08.2015	368	719	0	15	528	31	10	4	45	6	1	0	0	0	0
16.08.2015	507	0	0	57	369	120	33	0	0	0	0	0	0	0	0
16.08.2015	273	229	0	51	100	82	16	35	51	56	11	0	0	0	0
23.08.2015	520	397	0	104	355	180	40	66	195	110	23	0	0	0	0
24.08.2015	224	0	0	33	172	67	18	0	0	0	0	0	0	0	0
14.09.2015	192	133	0	96	40	134	19	58	4	80	11	0	0	0	0
17.09.2015	337	34	0	103	202	153	28	12	16	18	3	0	0	0	0
17.09.2015	203	0	0	47	109	66	13	0	0	0	0	0	0	0	0
29.10.2015	306	0	0	30	280	58	16	0	0	0	0	0	0	0	0
21.11.2015	63	0	0	1	112	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0
21.11.2015	177	0	0	17	211	28	7	0	0	0	0	0	0	0	0
09.12.2015	1031	244	0	151	486	232	48	36	110	52	10	0	0	0	0
01.01.2016	354	75	0	77	293	102	15	16	50	21	3	0	0	0	0
04.01.2016	893	121	0	36	481	59	13	5	65	8	2	0	0	0	0
05.01.2016	216	142	0	8	185	17	5	5	125	10	3	0	0	0	0
07.01.2016	62	0	0	8	39	11	2	0	0	0	0	0	0	0	0
11.01.2016	2098	394	0	166	1189	259	58	41	151	59	11	0	0	0	0

Datum	Gesamtzulaufvolumen (m ³)	Zulaufvolumen RÜB (m ³)	Überlaufvolumen (m ³)	Gesamtzulauffracht				Zulauffracht RÜB				Überlauffracht			
				AFS (kg)	Nitrat (g)	CSB (kg)	CSBf (kg)	AFS (kg)	Nitrat (g)	CSB (kg)	CSBf (kg)	AFS (kg)	Nitrat (g)	CSB (kg)	CSBf (kg)
11.01.2016	194	25	0	16	157	23	5	2	17	4	1	0	0	0	0
12.01.2016	107	0	0	20	81	28	5	0	0	0	0	0	0	0	0
30.01.2016	592	23	0	89	331	129	25	5	12	7	1	0	0	0	0
30.01.2016	263	0	0	17	135	26	6	0	0	0	0	0	0	0	0
31.01.2016	60	0	0	7	47	12	3	0	0	0	0	0	0	0	0
08.02.2016	2703	747	0	290	1404	388	66	104	338	131	20	0	0	0	0
09.02.2016	1135	597	0	152	795	170	24	96	300	101	12	0	0	0	0
13.02.2016	63	0	0	3	40	5	1	0	0	0	0	0	0	0	0
14.02.2016	556	23	0	42	434	76	20	1	18	2	1	0	0	0	0
23.02.2016	1463	363	0	181	811	236	36	66	118	82	11	0	0	0	0
02.03.2016	1357	314	0	187	659	227	30	53	94	61	7	0	0	0	0
28.03.2016	1168	548	0	195	426	223	32	112	211	123	16	0	0	0	0
30.03.2016	60	0	0	8	44	13	3	0	0	0	0	0	0	0	0
12./13.04.2016	335	49	0	23	290	41	12	4	42	7	2	0	0	0	0
15.04.2016	355	0	0	38	290	58	13	0	0	0	0	0	0	0	0
16.04.2016	718	320	0	106	687	147	30	55	292	75	14	0	0	0	0
16./17.04.2016	2601	405	0	89	2394	175	54	18	302	32	9	0	0	0	0
17.04.2016	3042	563	0	187	4765	395	122	27	489	54	16	0	0	0	0
17.04.2016	1734	103	0	87	3139	165	58	4	165	10	3	0	0	0	0
18.04.2016	244	44	0	29	458	44	10	6	89	9	2	0	0	0	0
23.04.2016	653	23	0	68	814	122	32	3	32	5	1	0	0	0	0
26.04.2016	240	23	0	31	188	54	13	3	18	5	1	0	0	0	0
03.05.2016	204	0	0	41	148	79	20	0	0	0	0	0	0	0	0
13.05.2016	670	29	0	62	671	106	27	3	29	5	1	0	0	0	0
13.05.2016	326	0	0	44	281	75	18	0	0	0	0	0	0	0	0

Anhang

Datum	Gesamtzu- laufvolu- men (m ³)	Zulaufvo- lumen RÜB (m ³)	Überlauf- volumen (m ³)	Gesamtzulaufrecht				Zulaufrecht RÜB				Überlaufrecht			
				AFS (kg)	Nitrat (g)	CSB (kg)	CSBf (kg)	AFS (kg)	Nitrat (g)	CSB (kg)	CSBf (kg)	AFS (kg)	Nitrat (g)	CSB (kg)	CSBf (kg)
13.05.2016	147	0	0	21	167	34	8	0	0	0	0	0	0	0	0
23.05.2016	659	130	0	134	458	225	52	27	76	44	9	0	0	0	0
23.05.2016	112	0	0	16	117	29	8	0	0	0	0	0	0	0	0
23.05.2016	186	23	0	29	101	50	12	4	12	7	2	0	0	0	0
29./30.05.2016	7960	930	429	665	8318	1345	403	92	466	163	42	36	183	68	19
05.06.2016	133	0	0	40	124	71	18	0	0	0	0	0	0	0	0
05.06.2016	183	82	0	25	95	48	14	9	30	17	5	0	0	0	0
08.06.2016	1075	356	0	97	703	194	59	38	181	67	18	0	0	0	0
10./11.06.2016	155	0	0	20	216	36	10	0	0	0	0	0	0	0	0
11.06.2016	130	157	0	27	69	38	8	9	19	13	3	0	0	0	0
12.06.2016	1035	537	0	45	1022	78	27	27	433	44	14	0	0	0	0
13.06.2016	166	0	0	14	202	22	7	0	0	0	0	0	0	0	0
14.06.2016	1349	414	0	72	1138	123	37	22	306	37	11	0	0	0	0
15.06.2016	206	60	0	18	235	34	10	5	71	9	3	0	0	0	0
16.06.2016	587	70	0	31	553	56	18	4	60	7	2	0	0	0	0
16./17.06.2016	1187	292	0	52	911	88	26	24	125	33	7	0	0	0	0
26.06.2016	292	189	0	17	310	31	10	10	178	17	5	0	0	0	0
02.07.2016	477	181	0	49	368	93	27	23	138	39	11	0	0	0	0
02.07.2016	203	169	0	22	127	38	11	12	51	19	5	0	0	0	0
12.07.2016	238	120	0	55	108	83	17	29	63	43	9	0	0	0	0
13.07.2016	119	42	0	18	125	30	8	9	59	14	3	0	0	0	0
22.07.2016	674	698	0	89	603	142	37	97	393	143	34	0	0	0	0
26.07.2016	76	0	0	20	119	35	9	0	0	0	0	0	0	0	0
02.08.2016	127	0	0	25	107	44	11	0	0	0	0	0	0	0	0
04./05.08.2016	2413	611	0	185	1674	325	102	93	376	140	38	0	0	0	0

Datum	Gesamtzu- laufvolumen (m ³)	Zulaufvolumen RÜB (m ³)	Überlaufvolumen (m ³)	Gesamtzulaufrecht				Zulaufrecht RÜB				Überlaufrecht			
				AFS (kg)	Nitrat (g)	CSB (kg)	CSBf (kg)	AFS (kg)	Nitrat (g)	CSB (kg)	CSBf (kg)	AFS (kg)	Nitrat (g)	CSB (kg)	CSBf (kg)
05.08.2016	629	188	0	18	445	41	16	6	112	13	4	0	0	0	0
05.08.2016	224	258	0	27	177	40	9	29	148	41	9	0	0	0	0
20.08.2016	1457	634	0	185	872	309	85	82	331	131	34	0	0	0	0
02.10.2016	62	0	0	9	59	21	6	0	0	0	0	0	0	0	0

Tab. D.9: Übersicht über Niederschlagscharakteristika und Spülstoßindizes der Einstauereignisse am RÜB 2

Datum	Dauer Trockenwetterperiode (d)		Charakteristika letzter Niederschlag					Charakteristika aktueller Niederschlag				Spülstoßindex			
	seit letztem Niederschlag	seit letztem Einstau	Niederschlags- summe (mm)	maximale Intensität (mm/min)	durchschnittliche Intensität (mm/min)	Ereignis- dauer Re- gen (min)	Ereignis- dauer ge- samt (min)	Niederschlags- summe (mm)	maximale Intensität (mm/min)	durchschnittliche Intensität (mm/min)	Ereignis- dauer Re- gen (min)	AFS	Nitrat	CSB	CSBf
15.08.2014	0,24	0,83	1,04	0,07	0,02	43	43	1,61	0,29	0,02	65	1,40	1,56	1,25	1,22
16.08.2014	0,17	0,50	0,41	0,16	0,04	9	9	12,42	0,36	0,02	543	1,13	0,64	0,96	0,89
29./30.08.2014	0,38	0,38	9,25	0,49	0,09	105	214	2,91	0,18	0,02	150	1,72	1,43	1,53	1,48
31.08.2014	1,32	1,32	2,91	0,18	0,02	150	285	25,64	0,72	0,21	125	1,02	0,41	0,85	0,77
02.09.2014	2,16	2,16	25,64	0,72	0,21	125	999	1,07	0,14	0,04	30	1,15	1,45	1,22	1,24
12./13.09.2014	0,58	0,58	6,64	0,49	0,09	75	171	28,44	0,14	0,02	1308	1,80	1,19	1,43	1,29
13.09.2014	0,22	0,22	28,44	0,14	0,02	1308	1767	0,70	0,19	0,07	10	1,94	0,88	1,45	1,07
13./14.09.2014	0,23	0,23	0,70	0,19	0,07	10	106	1,47	0,16	0,07	22	1,09	1,31	1,17	1,18
24.09.2014	2,00	2,00	3,00	0,31	0,14	22	135	6,24	0,18	0,03	186	1,74	1,57	1,45	1,35
15.10.2014	1,65	21,00	0,29	0,09	0,14	12	12	1,82	0,11	0,04	47	1,15	1,29	1,06	1,03
15./16.10.2014	0,07	0,77	1,14	0,22	0,14	22	22	5,87	0,34	0,12	47	1,51	1,03	1,70	1,11
16.10.2014	0,29	0,29	5,87	0,34	0,12	47	286	4,18	0,20	0,08	51	1,36	0,82	1,23	1,04
16.10.2014	0,37	0,37	4,18	0,20	0,08	51	208	2,68	0,57	0,27	10	0,99	1,48	1,03	1,05
17.10.2014	1,57	1,57	2,68	0,57	0,27	10	117	25,54	0,20	0,06	400	0,93	0,44	0,82	0,87

Anhang

Datum	Dauer Trockenwetterperiode (d)		Charakteristika letzter Niederschlag					Charakteristika aktueller Niederschlag				Spülstoßindex			
	seit letztem Niederschlag	seit letztem Einstau	Niederschlags-summe (mm)	maximale Intensität (mm/min)	durchschnittliche Intensität (mm/min)	Ereignisdauer Regen (min)	Ereignisdauer gesamt (min)	Niederschlags-summe (mm)	maximale Intensität (mm/min)	durchschnittliche Intensität (mm/min)	Ereignisdauer Regen (min)	AFS	Nitrat	CSB	CSBf
20.10.2014	0,18	3,37	1,68	0,17	0,04	48	48	0,74	0,13	0,03	28	1,39	1,10	1,22	1,07
20./21.10.2014	0,11	0,11	0,74	0,13	0,03	28	131	5,56	0,37	0,03	202	1,35	1,10	1,17	1,06
21./22.10.2014	0,42	0,66	0,38	0,06	0,04	9	9	6,55	0,89	0,02	283	1,35	0,54	1,12	1,00
05./06.11.2014	14,13	14,13	6,55	0,89	0,02	283	387	22,23	0,10	0,02	1000	1,49	0,93	1,38	1,04
15./16.11.2014	0,08	2,90	1,60	0,09	0,01	136	136	13,73	0,17	0,03	502	1,17	1,14	1,07	1,08
18.11.2014	2,42	2,42	13,73	0,17	0,03	502	526	2,72	0,06	0,01	221	1,43	0,97	1,21	1,07
19.11.2014	0,42	0,42	2,72	0,06	0,01	221	273	8,96	0,09	0,02	400	0,94	0,77	0,84	0,81
17.12.2014	0,65	2,00	0,64	0,07	0,03	19	19	3,86	0,13	0,02	185	1,55	1,26	1,41	1,08
02./03.01.2015	0,03	16,00	1,24	0,18	0,02	50	50	1,81	0,12	0,01	270	1,77	1,09	1,41	1,09
03.01.2015	0,16	16,13	1,81	0,12	0,01	270	745	9,51	0,50	0,02	516	1,28	0,88	1,12	0,97
11.01.2015	1,12	8,13	0,47	0,05	0,01	39	39	7,63	0,18	0,03	230	1,29	1,23	1,38	1,49
11.01.2015	0,02	0,30	0,39	0,06	0,02	19	19	1,16	0,15	0,00	320	1,43	1,03	1,24	1,14
14.01.2015	2,61	2,61	1,16	0,15	0,00	320	144	1,38	0,14	0,05	27	1,09	1,13	1,09	1,11
16./17.01.2015	2,29	2,29	2,96	0,48	0,05	59	152	9,61	0,08	0,02	520	1,54	1,09	1,26	1,13
17.01.2015	0,35	0,35	9,61	0,08	0,02	520	604	1,08	0,06	0,01	127	1,13	1,12	1,17	1,20
20.01.2015	0,29	2,78	2,12	0,07	0,01	258	604	0,44	0,05	0,00	100	0,91	1,08	0,88	0,85
30.01.2015	0,98	3,04	0,82	0,22	0,02	33	33	3,39	0,06	0,01	230	0,82	1,08	1,07	1,17
24.02.2015	0,48	25,00	0,49	0,05	0,01	44	44	2,99	0,12	0,03	109	0,92	1,21	0,93	1,22
27.02.2015	0,30	0,55	0,67	0,05	0,13	23	23	7,79	0,09	0,01	559	1,21	0,98	1,28	1,27
02.03.2015	0,07	0,07	3,61	0,29	0,12	29	121	4,66	0,14	0,04	130	1,02	1,52	1,22	1,70
02.03.2015	0,22	0,22	3,61	0,29	0,12	29	121	1,66	0,41	0,06	26	1,13	1,61	1,24	1,57
02.03.2015	0,08	0,08	1,66	0,41	0,06	26	55	1,48	0,21	0,21	7	0,91	1,09	1,00	1,05

Datum	Dauer Trockenwetterperiode (d)		Charakteristika letzter Niederschlag					Charakteristika aktueller Niederschlag				Spülstoßindex			
	seit letztem Niederschlag	seit letztem Einstau	Niederschlags-summe (mm)	maximale Intensität (mm/min)	durchschnittliche Intensität (mm/min)	Ereignisdauer Regen (min)	Ereignisdauer gesamt (min)	Niederschlags-summe (mm)	maximale Intensität (mm/min)	durchschnittliche Intensität (mm/min)	Ereignisdauer Regen (min)	AFS	Nitrat	CSB	CSBf
24.03.2015	13,40	21,07	0,47	0,05	0,01	36	36	0,00	0,00	0,00	0	1,06	0,78	0,89	0,69
30.03.2015	0,21	5,63	1,64	0,07	0,02	100	100	8,74	0,10	0,03	300	1,00	1,35	1,12	1,45
31.03.2015	1,32	1,32	8,74	0,10	0,03	300	375	6,46	0,41	0,01	474	1,22	0,59	1,17	1,04
01.04.2015	0,19	0,19	6,46	0,41	0,01	474	585	3,55	0,23	0,01	304	0,76	0,92	0,71	0,62
02.04.2015	0,97	0,97	3,55	0,23	0,01	304	551	5,70	0,19	0,05	107	1,37	1,48	1,47	1,92
04.04.2015	0,07	1,32	0,97	0,05	0,01	100	100	6,80	0,08	0,03	230	1,24	0,96	1,19	1,15
17.04.2015	0,31	13,00	0,97	0,05	0,06	50	50	17,17	0,35	0,03	532	1,48	0,82	1,63	1,79
28.04.2015	0,14	0,14	15,22	0,34	0,41	37	123	8,86	0,15	0,03	320	0,72	1,25	0,83	0,92
01./02.05.2015	0,23	3,02	0,72	0,07	0,03	24	24	28,54	0,16	0,09	320	1,56	1,36	1,54	1,58
15.05.2015	0,06	0,06	8,02	0,25	0,12	66	66	15,89	0,49	0,06	246	1,34	0,78	1,08	0,96
15.05.2015	0,17	0,17	15,89	0,49	0,06	246	700	3,38	0,09	0,03	130	1,21	1,50	1,35	1,52
20.05.2015	0,03	4,66	0,48	0,25	0,09	17	17	6,02	0,31	0,11	57	1,56	1,66	1,65	1,60
12.06.2015	4,40	4,40	20,08	0,25	0,08	600	650	1,72	0,15	0,05	35	1,17	1,24	1,14	1,14
18.06.2015	5,40	5,40	1,72	0,15	0,05	35	134	3,62	0,14	0,02	195	1,84	1,22	1,65	1,19
20.06.2015	1,27	1,27	5,64	0,45	0,19	30	209	1,58	0,16	0,05	33	0,87	0,91	0,95	1,05
20.06.2015	0,03	0,40	0,65	0,07	0,02	34	34	1,78	0,14	0,03	57	1,37	1,29	1,26	1,10
22./23.06.2015	0,97	0,97	9,18	0,62	0,05	170	266	4,60	0,41	0,02	188	1,86	1,32	1,35	1,07
27.06.2015	4,46	4,46	4,60	0,41	0,02	188	303	3,08	0,33	0,04	78	1,53	1,14	1,50	1,42
08.07.2015	10,76	10,76	3,08	0,33	0,04	78	273	1,72	0,38	0,09	20	0,69	0,95	0,60	0,68
15./16.08.2015	0,30	0,30	13,55	0,80	0,56	24	389	8,25	0,13	0,01	870	0,93	0,78	0,94	0,97
23.08.2015	4,30	6,84	0,18	0,06	0,02	12	12	3,00	0,31	0,01	203	1,95	1,46	1,80	1,34
24.08.2015	4,78	4,88	0,45	0,08	0,03	15	15	3,10	0,24	0,02	199	1,72	1,35	1,66	1,17

Anhang

Datum	Dauer Trockenwetterperiode (d)		Charakteristika letzter Niederschlag					Charakteristika aktueller Niederschlag				Spülstoßindex			
	seit letztem Niederschlag	seit letztem Einstau	Niederschlags-summe (mm)	maximale Intensität (mm/min)	durchschnittliche Intensität (mm/min)	Ereignisdauer Regen (min)	Ereignisdauer gesamt (min)	Niederschlags-summe (mm)	maximale Intensität (mm/min)	durchschnittliche Intensität (mm/min)	Ereignisdauer Regen (min)	AFS	Nitrat	CSB	CSBf
14.09.2015	0,45	8,41	1,45	0,08	0,01	107	107	1,52	0,41	0,10	16	0,33	1,23	0,52	0,79
17.09.2015	0,03	2,70	0,30	0,06	0,02	14	14	5,60	0,14	0,01	381	1,64	1,07	1,46	1,28
18.09.2015	1,13	1,13	5,60	0,14	0,01	381	543	0,98	0,24	0,03	31	1,45	1,63	1,44	1,45
19.09.2015	0,97	0,97	0,98	0,24	0,03	31	193	0,39	0,08	0,02	16	1,51	1,50	1,39	1,34
22.09.2015	0,30	1,04	0,49	0,10	0,03	18	18	3,64	0,59	0,16	23	1,37	1,16	1,36	1,28
22./23.09.2015	0,17	0,17	3,64	0,59	0,16	23	193	3,30	0,17	0,02	149	1,63	1,42	1,46	1,33
20./21.11.2015	6,29	11,43	0,54	0,08	0,02	30	30	53,87	0,24	0,05	1078	0,81	0,14	0,82	1,08
26.11.2015	1,18	4,39	0,77	0,06	0,01	106	106	3,46	0,13	0,01	347	1,06	0,40	0,97	0,73
01.12.2015	2,82	4,50	0,91	0,06	0,01	85	85	7,27	0,11	0,02	470	0,94	0,83	1,05	1,37
04.01.2016	1,21	1,21	6,01	0,09	0,02	265	285	4,67	0,10	0,02	195	0,71	0,76	0,72	0,72
05.01.2016	0,96	0,96	4,67	0,10	0,02	195	427	3,31	0,19	0,02	142	1,49	1,03	1,25	1,09
31.01.2016	0,29	0,29	6,55	0,27	0,04	147	295	2,87	0,07	0,01	300	1,27	1,13	1,26	1,40
02.02.2016	1,79	1,79	2,87	0,07	0,01	300	361	0,00	0,00	0	0	1,49	0,69	1,40	1,33
14.02.2016	0,02	0,58	0,51	0,11	0,03	20	20	3,39	0,14	0,03	120	0,90	0,77	0,90	0,90
04.03.2016	1,04	1,04	0,82	0,18	0,01	56	106	1,50	0,23	0,02	97	1,17	1,28	1,31	1,27
30.03.2016	0,04	1,36	0,82	0,08	0,02	37	37	0,98	0,09	0,04	22	1,22	0,92	1,28	1,22
12.05.2016	0,04	0,74	2,28	0,08	0,01	161	161	1,91	0,12	0,02	126	1,81	1,22	1,51	1,20
23.05.2016	0,09	9,99	19,00	0,06	1,90	10	10	2,19	0,09	0,01	409	0,92	0,84	0,94	0,98
05.06.2016	0,63	0,63	2,95	0,40	0,11	28	113	1,32	0,16	0,06	24	1,35	0,78	1,25	1,04

Tab. D.10: Übersicht über Ereignisvolumina und Ereignisfrachten der Einstauereignisse am RÜB 2

Datum	Gesamtzu- laufvolumen (m ³)	Zulaufvolumen RÜB (m ³)	Überlauf- volumen (m ³)	Gesamtzulaufrecht				Zulaufrecht RÜB				Überlaufrecht			
				AFS (kg)	Nitrat (g)	CSB (kg)	CSBf (kg)	AFS (kg)	Nitrat (g)	CSB (kg)	CSBf (kg)	AFS (kg)	Nitrat (g)	CSB (kg)	CSBf (kg)
15.08.2014	785	199	0	120	684	260	96	27	107	60	21	0	0	0	0
16.08.2014	6852	2148	821	460	3079	1270	556	153	639	376	154	57	156	137	55
29./30.08.2014	1661	355	0	93	1081	321	150	20	208	70	33	0	0	0	0
31.08.2014	15584	2050	7333	677	12304	2091	892	88	472	208	75	308	4449	921	382
02.09.2014	869	269	0	82	1146	216	87	22	286	65	26	0	0	0	0
12./13.09.2014	19458	2245	5788	876	13808	2749	1272	173	1303	377	147	225	4657	890	440
13.09.2014	847	177	0	162	1124	266	91	18	228	44	18	0	0	0	0
13./14.09.2014	1463	357	84	76	1855	254	123	29	359	68	28	2	89	12	6
24.09.2014	3651	1793	0	177	2392	797	412	74	815	329	168	0	0	0	0
15.10.2014	751	285	0	100	989	254	142	35	377	98	55	0	0	0	0
15./16.10.2014	3087	1481	0	391	2191	615	466	241	782	348	221	0	0	0	0
16.10.2014	2296	1173	0	272	2019	577	342	142	750	281	165	0	0	0	0
16.10.2014	676	115	0	100	713	197	108	19	68	35	17	0	0	0	0
17.10.2014	18095	1678	10835	1376	19012	4476	3324	94	836	311	261	909	9683	2764	1988
20.10.2014	1007	324	0	170	1262	428	256	66	317	152	83	0	0	0	0
20./21.10.2014	3921	1731	0	249	3004	919	825	117	963	393	351	0	0	0	0
21./22.10.2014	4136	2060	0	448	3140	1232	957	290	785	640	452	0	0	0	0
05./06.11.2014	10893	2111	2180	1046	12132	2201	2717	295	2180	569	549	160	2281	345	528
15./16.11.2014	8249	1978	2740	605	5691	1603	582	190	1154	412	134	186	1511	499	177
18.11.2014	2245	442	0	200	3401	615	253	39	591	118	47	0	0	0	0
19.11.2014	9316	1624	1033	319	11366	1726	867	55	1443	254	121	31	1032	184	93
17.12.2014	2323	932	0	307	648	560	292	119	205	216	113	0	0	0	0
02./03.01.2015	5769	688	0	504	8817	1303	929	43	951	133	107	0	0	0	0
03.01.2015	7924	1659	2760	917	6599	1720	1092	234	1080	384	216	291	2316	574	381

Anhang

Datum	Gesamtzulaufvolumen (m ³)	Zulaufvolumen RÜB (m ³)	Überlaufvolumen (m ³)	Gesamtzulauffracht				Zulauffracht RÜB				Überlauffracht			
				AFS (kg)	Nitrat (g)	CSB (kg)	CSBf (kg)	AFS (kg)	Nitrat (g)	CSB (kg)	CSBf (kg)	AFS (kg)	Nitrat (g)	CSB (kg)	CSBf (kg)
11.01.2015	4488	1994	28	277	3888	641	188	136	1431	280	71	1	22	3	1
11.01.2015	1168	207	0	79	1947	204	68	15	332	36	12	0	0	0	0
14.01.2015	718	312	0	131	759	208	44	72	281	111	20	0	0	0	0
16./17.01.2015	6302	1953	229	257	6139	739	252	73	1908	217	73	8	210	25	9
17.01.2015	990	123	0	68	1479	193	73	8	185	23	8	0	0	0	0
20.01.2015	935	172	0	83	1769	318	144	15	310	56	25	0	0	0	0
30.01.2015	3109	902	0	279	2353	578	193	109	532	176	49	0	0	0	0
24.02.2015	1747	741	0	349	1762	441	55	158	690	200	22	0	0	0	0
27.02.2015	4919	1002	0	839	7140	1162	210	164	1311	216	35	0	0	0	0
02.03.2015	2013	417	555	216	1307	334	70	49	262	75	17	57	264	80	12
02.03.2015	801	298	0	115	793	157	28	51	225	64	10	0	0	0	0
02.03.2015	2689	320	84	215	4306	436	120	40	418	64	14	14	33	16	2
24.03.2015	476	320	0	53	1413	153	59	35	899	97	35	0	0	0	0
30.03.2015	4339	1959	69	283	3380	500	98	145	1338	226	34	2	52	6	1
31.03.2015	4981	1729	0	680	5374	985	201	257	1148	327	50	0	0	0	0
01.04.2015	3426	283	0	203	5452	452	136	22	406	42	10	0	0	0	0
02.04.2015	3458	1949	143	384	2609	546	77	237	969	302	29	11	96	16	2
04.04.2015	5493	1815	0	344	8574	774	229	109	2719	243	69	0	0	0	0
17.04.2015	7904	2099	1942	1090	11242	1676	376	555	2962	754	150	137	2445	210	42
28.04.2015	5659	1567	553	215	6272	518	167	43	1654	110	35	30	517	66	20
01./02.05.2015	18429	2122	5221	602	15601	1565	519	103	2305	263	87	118	2871	285	85
15.05.2015	7665	234	2844	339	6739	670	173	10	253	25	8	138	1694	207	34
15.05.2015	2722	242	303	130	3556	290	86	16	309	30	8	13	243	25	6
20.05.2015	2943	1943	49	452	2102	656	188	331	818	437	109	2	29	4	2
12.06.2015	1200	589	0	201	1788	374	241	103	880	193	118	0	0	0	0

Datum	Gesamtzu- laufvolu- men (m ³)	Zulaufvo- lumen RÜB (m ³)	Überlauf- volumen (m ³)	Gesamtzulauffracht				Zulauffracht RÜB				Überlauffracht			
				AFS (kg)	Nitrat (g)	CSB (kg)	CSBf (kg)	AFS (kg)	Nitrat (g)	CSB (kg)	CSBf (kg)	AFS (kg)	Nitrat (g)	CSB (kg)	CSBf (kg)
18.06.2015	2042	462	0	369	2989	753	487	128	611	230	116	0	0	0	0
20.06.2015	728	314	0	69	1228	170	163	36	563	81	70	0	0	0	0
20.06.2015	1797	458	0	142	2820	425	437	32	501	95	104	0	0	0	0
22./23.06.2015	3747	1980	16	235	2515	905	1015	144	1218	499	536	1	11	3	4
27.06.2015	2281	947	0	431	3825	817	244	200	1434	358	99	0	0	0	0
08.07.2015	791	218	0	181	1620	396	187	52	553	126	60	0	0	0	0
15./16.08.2015	6250	585	41	272	5255	1228	684	28	347	110	59	2	30	9	5
23.08.2015	1665	723	0	412	1891	646	473	250	732	374	227	0	0	0	0
24.08.2015	2179	394	0	177	1648	358	502	38	198	73	87	0	0	0	0
14.09.2015	459	312	0	228	1053	406	102	113	263	184	39	0	0	0	0
17.09.2015	3367	442	0	353	4902	888	296	73	515	156	43	0	0	0	0
18.09.2015	993	310	0	139	1273	322	102	37	261	83	25	0	0	0	0
19.09.2015	815	300	0	156	1326	340	97	61	363	133	34	0	0	0	0
22.09.2015	1633	936	0	401	1744	684	183	284	605	436	100	0	0	0	0
22./23.09.2015	1815	493	0	145	1427	364	140	35	281	85	32	0	0	0	0
20./21.11.2015	25944	2080	14904	2074	24187	3219	484	229	508	338	59	1021	12422	1518	197
26.11.2015	3416	863	0	383	4175	715	183	98	487	161	30	0	0	0	0
01.12.2015	5013	1933	0	511	1529	915	199	127	271	240	63	0	0	0	0
04.01.2016	3514	815	0	367	4037	1036	438	72	598	198	85	0	0	0	0
05.01.2016	1956	785	0	247	1804	659	275	132	477	295	108	0	0	0	0
31.01.2016	2794	427	1	294	2978	504	94	43	352	69	11	0	0	0	0
02.02.2016	1295	626	0	152	2619	359	114	68	1274	164	53	0	0	0	0
14.02.2016	3471	1222	0	324	2760	648	167	96	769	192	50	0	0	0	0
04.03.2016	1932	435	0	257	2541	291	123	64	433	66	26	0	0	0	0
30.03.2016	1019	310	0	140	816	144	61	47	104	45	16	0	0	0	0

Anhang

Datum	Gesamtzu- laufvolu- men (m ³)	Zulaufvo- lumen RÜB (m ³)	Überlauf- volumen (m ³)	Gesamtzulauffracht				Zulauffracht RÜB				Überlauffracht			
				AFS (kg)	Nitrat (g)	CSB (kg)	CSBf (kg)	AFS (kg)	Nitrat (g)	CSB (kg)	CSBf (kg)	AFS (kg)	Nitrat (g)	CSB (kg)	CSBf (kg)
12.05.2016	1840	417	0	195	1281	385	79	68	283	113	18	0	0	0	0
23.05.2016	1819	244	0	185	1394	199	120	26	141	26	15	0	0	0	0
05.06.2016	1214	343	0	116	1316	170	301	37	149	48	80	0	0	0	0

E Weitere Auswertungen zur Charakterisierung der Einstauereignisse aus Kapitel 5.4

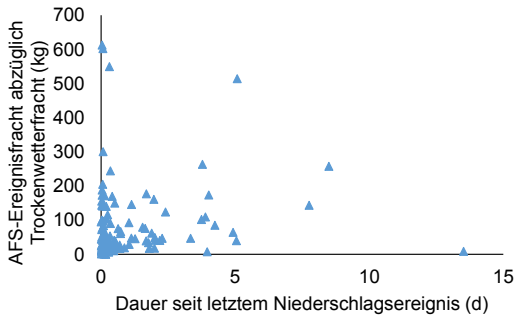


Abb. E.9: Korrelation AFS-Ereignisfracht (ohne Fracht durch Trockenwetterabfluss) mit Dauer seit letztem Niederschlagsereignis am RÜB 1

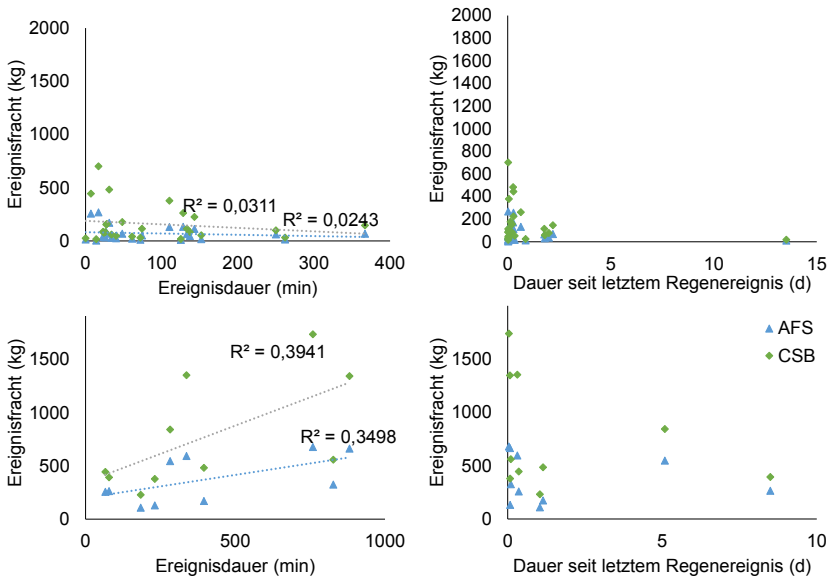


Abb. E.10: Korrelationsanalysen der Ereignisfrachten für AFS und CSB mit Ereignisdauern und Dauern der Trockenwetterphasen für alle Überlaufereignisse (oben) und für Ereignisse ohne Beckenzulauf (unten) am RÜB 1

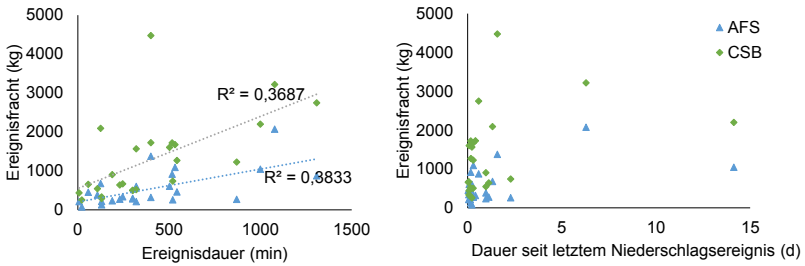


Abb. E.11: Korrelationsanalysen der Ereignisfrachten für AFS und CSB mit Ereignisdauern und Dauern der Trockenwetterphasen für alle Überlaufereignisse am RÜB 2

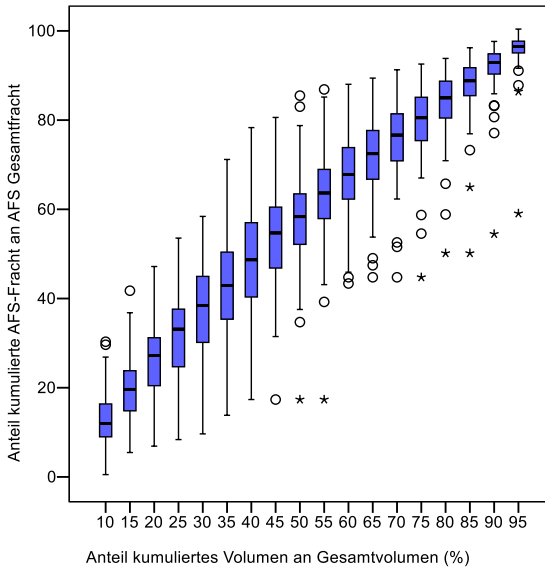


Abb. E.12: Boxplots der ereignisweisen $M(V)$ -Verteilungen für unterschiedliche Anteile am Volumendurchgang am RÜB 2

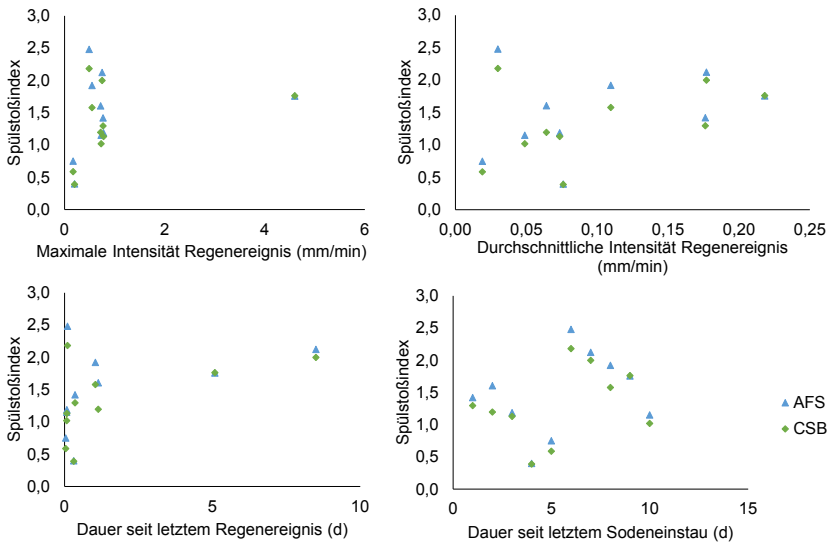


Abb. E.13: Korrelationsanalysen der Spülstoßindizes für AFS und CSB mit ausgewählten Niederschlagscharakteristika am RÜB 1 für alle Überlaufereignisse

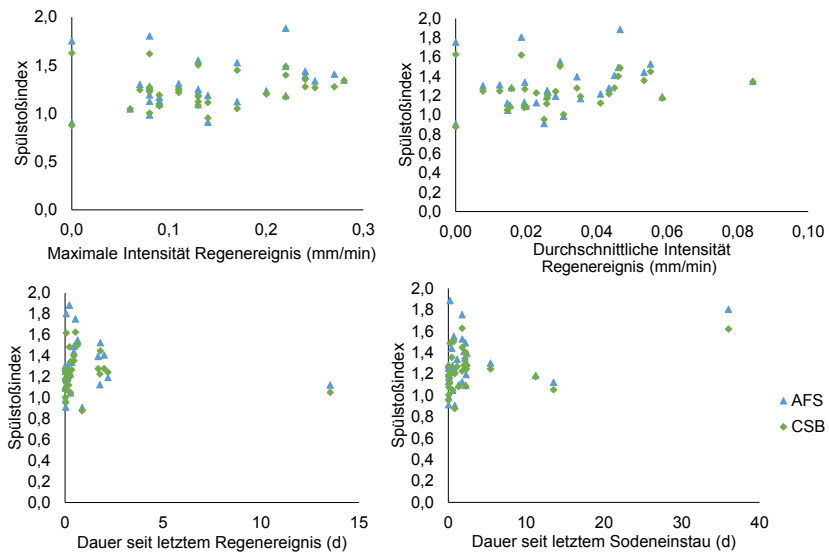


Abb. E.14: Korrelationsanalysen der Spülstoßindizes für AFS und CSB mit ausgewählten Niederschlagscharakteristika am RÜB 1 für alle Ereignisse ohne Beckenzulauf

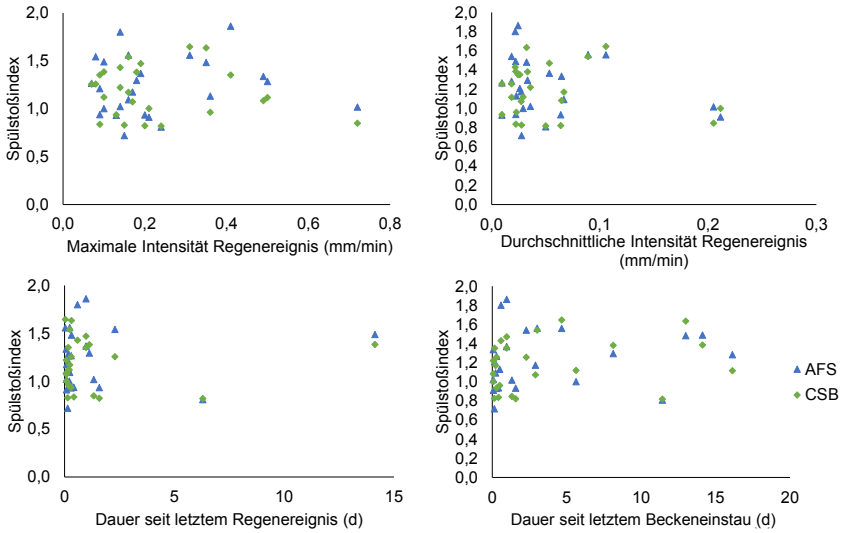


Abb. E.15: Korrelationsanalysen der Spülstoßindizes für AFS und CSB mit ausgewählten Niederschlagscharakteristika am RÜB 2 für alle Überlaufereignisse

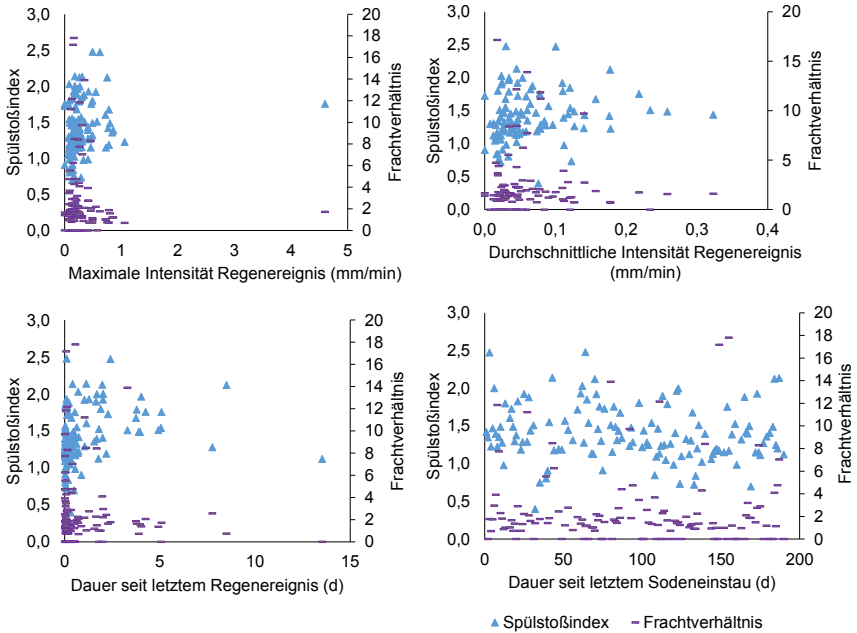


Abb. E.16: Korrelationsanalysen der Spülstoßindizes und Frachtverhältnisse vom ersten zum zweiten Abflussmillimeter für AFS mit ausgewählten Niederschlagscharakteristika am RÜB 1 für alle Einstauereignisse

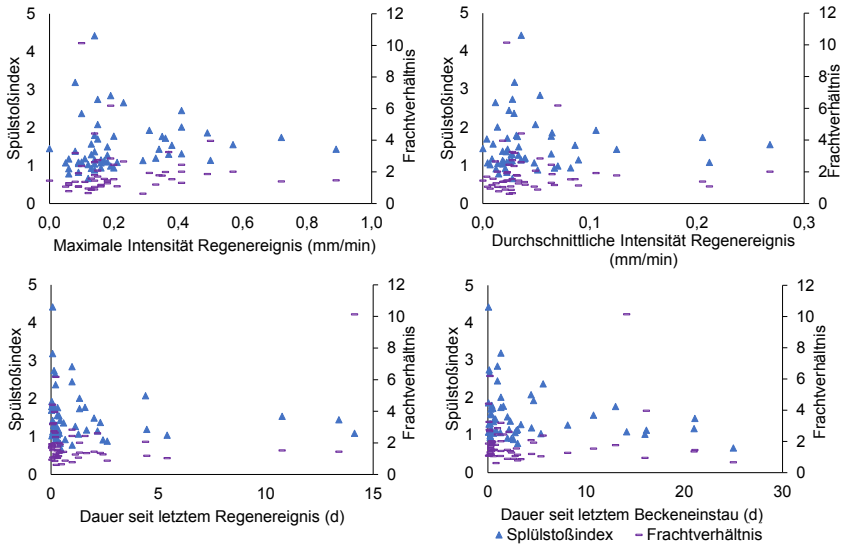


Abb. E.17: Korrelationsanalysen der Spülstoßindizes und Frachtverhältnisse vom ersten zum zweiten Abflussmillimeter für AFS mit ausgewählten Niederschlagscharakteristika am RÜB 2 für alle Einstauereignisse

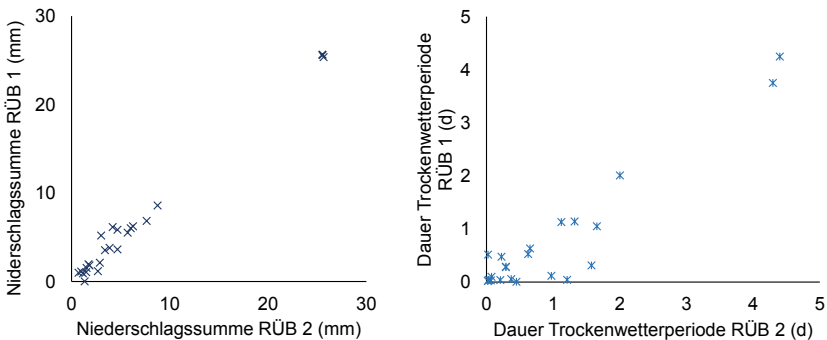


Abb. E.18: Korrelationen der Niederschlagssummen und Dauern der Trockenwetterperioden für die Einzelereignisse am RÜB 1 und RÜB 2

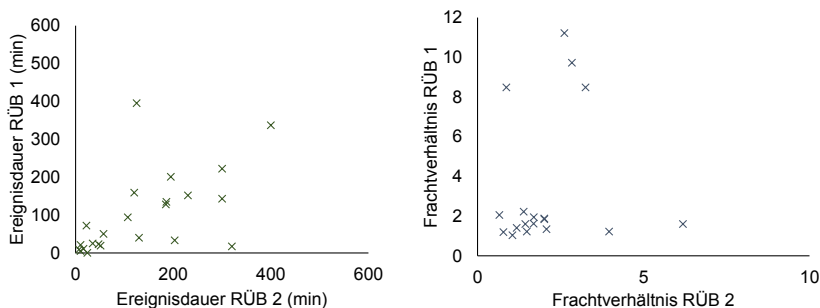


Abb. E.19: Korrelation der Ereignisdauern (links) und Frachtverhältnisse vom ersten zum zweiten Abflussmillimeter für AFS (rechts) für die Einzelereignisse am RÜB 1 und RÜB 2

Tab. E.11: Korrelationen nach Pearson nach Gleichung (4.5) für Niederschlagscharakteristika und AFS-Spülstoßindex am RÜB 2

	Dauer letzte Trockenwetterperiode (d)	Niederschlags-summe (mm)	Maximale Intensi-tät (mm/min)	Durchschnittliche Intensi-tät (mm/min)	Ereignis-dauer Nie-derschlag (min)	SI AFS
Dauer letzte Trockenwetterpe-riode	1	-0,021	-0,030	-0,049	-0,042	-0,028
Niederschlags-summe (mm)	-0,021	1	,235*	0,088	,770**	0,012
Maximale Intensi-tät (mm/min)	-0,030	,235*	1	,527**	-0,080	0,099
Durchschnittliche Intensi-tät (mm/min)	-0,049	0,088	,527**	1	-,459**	-0,119
Ereignisdauer Nie-derschlag (min)	-0,042	,770**	-0,080	-,459**	1	0,029
SI AFS	-0,028	0,012	0,099	-0,119	0,029	1

** . Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.

* . Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant.

Tab. E.12: Korrelationen nach Spearman nach Gleichung (4.6) für Niederschlagscharakteristika und AFS-Spülstoßindex am RÜB 2

	Dauer letzte Trockenwetterperiode (d)	Niederschlags-summe (mm)	Maximale Intensität (mm/min)	Durchschnittliche Intensität (mm/min)	Ereignisdauer Niederschlag (min)	SI AFS
Dauer letzte Trockenwetterperiode	1	0,170	-0,095	-0,088	0,157	-0,015
Niederschlags-summe (mm)	0,170	1	0,172	0,126	,718**	-0,054
Maximale Intensität (mm/min)	-0,095	0,172	1	,519**	-0,059	0,007
Durchschnittliche Intensität (mm/min)	-0,088	0,126	,519**	1	-,285*	-0,177
Ereignisdauer Niederschlag (min)	0,157	,718**	-0,059	-,285*	1	0,018
SI AFS	-0,015	-0,054	0,007	-0,177	0,018	1

** Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.

* Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant.

Tab. E.13: Korrelationen nach Pearson nach Gleichung (4.5) für Niederschlagscharakteristika und Spülstoßindex am RÜB 1

	Dauer letzte Trockenwetterperiode (d)	Niederschlags-summe (mm)	Maximale Intensität (mm/min)	Durchschnittliche Intensität (mm/min)	Ereignisdauer Niederschlag (min)	SI AFS
Dauer letzte Trockenwetterperiode	1	0,154	0,259**	0,155	0,079	0,249**
Niederschlags-summe (mm)	0,154	1	0,669**	0,190*	-0,138	0,188*
Maximale Intensität (mm/min)	0,259**	0,669**	1	,519**	-0,095	0,179*
Durchschnittliche Intensität (mm/min)	0,155	0,190*	0,519**	1	-0,138	0,124
Ereignisdauer Niederschlag (min)	0,079	-0,138	-0,095	-0,138	1	-0,161
SI AFS	0,249**	0,188*	0,179*	0,124	-0,161	1

** Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 signifikant.

* Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 signifikant.

Tab. E.14: Korrelationen nach Spearman nach Gleichung (4.6) für Niederschlagscharakteristika und Spülstoßindex am RÜB 1

	Dauer letzte Trockenwetter- periode (d)	Nieder- schlags- summe (mm)	Maximale In- tensität (mm/min)	Durch- schnittliche Intensität (mm/min)	Ereignis- dauer Nie- derschlag (min)	SI AFS
Dauer letzte Trockenwetterpe- riode	1,000	0,226*	0,266**	0,169	0,045	,400**
Niederschlags- summe (mm)	0,226*	1,000	0,352**	0,179*	0,753**	0,342**
Maximale Intensi- tät (mm/min)	0,266**	0,352**	1,000	0,756**	-0,121	0,296**
Durchschnittliche Intensität (mm/min)	0,169	,179*	0,756**	1,000	-0,446**	0,227*
Ereignisdauer Nie- derschlag (min)	0,045	0,0753**	-0,121	-0,446**	1,000	0,127
SI AFS	0,400**	0,342**	0,296**	0,227*	0,127	1,000

** . Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 signifikant.

* . Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 signifikant.

Tab. E.15: Anti-Image Korrelationsmatrix nach Gleichung (4.12) der analysierten Variablen an RÜB 1

	Dauer		Vorangegangener Niederschlag				Aktueller Niederschlag				Spülstoßindex AFS
	letzte Trockenwetterperiode	seit letztem Einstau	Niederschlags-summe	maximale Intensität	durchschnittliche Intensität	Ereignisdauer	Niederschlags-summe	maximale Intensität	durchschnittliche Intensität	Ereignisdauer	
Dauer letzte Trockenwetterperiode	0,613	-0,313	0,136	-0,161	0,000	-0,179	-0,046	-0,039	-0,010	0,066	-0,198
Dauer seit letztem Einstau	-0,313	0,675	0,054	-0,010	-0,023	-0,023	0,063	-0,117	0,019	-0,064	-0,134
Niederschlags-summe vorangegangener Niederschlag	0,136	0,054	0,443	-0,795	-0,225	-0,893	-0,003	0,016	-0,070	0,015	-0,175
maximale Intensität vorangegangener Niederschlag	-0,161	-0,010	-0,795	0,479	-0,142	0,640	0,092	-0,071	-0,050	-0,090	0,119
durchschnittliche Intensität vorangegangener Niederschlag	0,000	-0,023	-0,225	-0,142	0,617	0,264	-0,334	0,287	-0,192	0,243	0,139
Ereignisdauer vorangegangener Niederschlag	-0,179	-0,023	-0,893	0,640	0,264	0,321	0,029	-0,037	0,126	-0,025	0,226
Niederschlags-summe aktueller Niederschlag	-0,046	0,063	-0,003	0,092	-0,334	0,029	0,414	-0,838	0,001	-0,889	-0,013
maximale Intensität aktueller Niederschlag	-0,039	-0,117	0,016	-0,071	0,287	-0,037	-0,838	0,407	-0,279	0,687	-0,008

Anhang

	Dauer		Vorangegangener Niederschlag				Aktueller Niederschlag				Spülstoßindex AFS
	letzte Trockenwetterperiode	seit letztem Einstau	Niederschlags-summe	maximale Intensität	durchschnittliche Intensität	Ereignisdauer	Niederschlags-summe	maximale Intensität	durchschnittliche Intensität	Ereignisdauer	
durchschnittliche Intensität aktueller Niederschlag	-0,010	0,019	-0,070	-0,050	-0,192	0,126	0,001	-0,279	0,814	0,163	-0,075
Ereignisdauer aktueller Niederschlag	0,066	-0,064	0,015	-0,090	0,243	-0,025	-0,889	0,687	0,163	0,306	-0,051
Spülstoßindex AFS	-0,198	-0,134	-0,175	0,119	0,139	0,226	-0,013	-0,008	-0,075	-0,051	0,578

Tab. E.16: Anti-Image Korrelationsmatrix nach Gleichung (4.12) der analysierten Variablen an RÜB 2

	Dauer		Vorangegangener Niederschlag				Aktueller Niederschlag				Spülstoßindex AFS
	letzte Trockenwetterperiode	seit letztem Einstau	Niederschlags-summe	maximale Intensität	durchschnittliche Intensität	Ereignisdauer	Niederschlags-summe	maximale Intensität	durchschnittliche Intensität	Ereignisdauer	
Dauer letzte Trockenwetterperiode	0,451	-0,528	0,070	-0,323	0,092	-0,118	-0,113	0,043	0,056	0,059	0,020
Dauer seit letztem Einstau	-0,528	0,501	0,072	0,229	-0,146	0,019	-0,010	0,007	0,064	-0,028	0,069
Niederschlags-summe vorangegangener Niederschlag	0,070	0,072	0,349	-0,560	-0,660	-0,797	-0,071	-0,035	0,108	0,142	0,022
maximale Intensität vorangegangener Niederschlag	-0,323	0,229	-0,560	0,260	0,271	0,460	0,156	0,100	-0,234	-0,285	-0,085

	Dauer		Vorangegangener Niederschlag				Aktueller Niederschlag				Spülstoßindex AFS
	letzte Trockenwetterperiode	seit letztem Einstau	Niederschlags-summe	maximale Intensität	durchschnittliche Intensität	Ereignisdauer	Niederschlags-summe	maximale Intensität	durchschnittliche Intensität	Ereignisdauer	
durchschnittliche Intensität vorangegangener Niederschlag	0,092	-0,146	-0,660	0,271	0,223	0,579	0,170	0,068	-0,098	-0,231	0,117
Ereignisdauer vorangegangener Niederschlag	-0,118	0,019	-0,797	0,460	0,579	0,273	0,100	0,076	-0,082	-0,113	-0,058
Niederschlags-summe aktueller Niederschlag	-0,113	-0,010	-0,071	0,156	0,170	0,100	0,420	-0,040	-0,430	-0,793	0,024
maximale Intensität aktueller Niederschlag	0,043	0,007	-0,035	0,100	0,068	0,076	-0,040	0,580	-0,464	-0,057	-0,121
durchschnittliche Intensität aktueller Niederschlag	0,056	0,064	0,108	-0,234	-0,098	-0,082	-0,430	-0,464	0,356	0,520	0,200
Ereignisdauer aktueller Niederschlag	0,059	-0,028	0,142	-0,285	-0,231	-0,113	-0,793	-0,057	0,520	0,401	0,000
Spülstoßindex AFS	0,020	0,069	0,022	-0,085	0,117	-0,058	0,024	-0,121	0,200	0,000	0,515

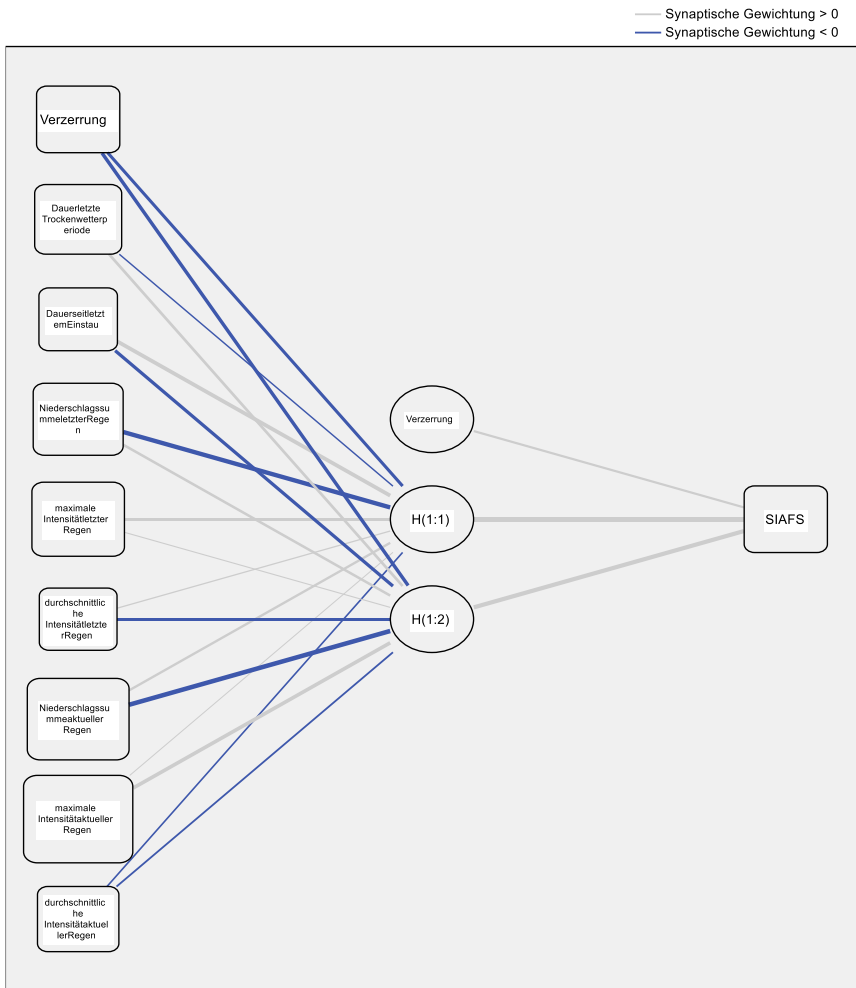


Abb. E.20: Neuronales Netz mittels mehrschichtigem Perzeptron an RÜB 2

F Weitere Auswertungen zur messdatenbasierten Simulation aus Kapitel 6

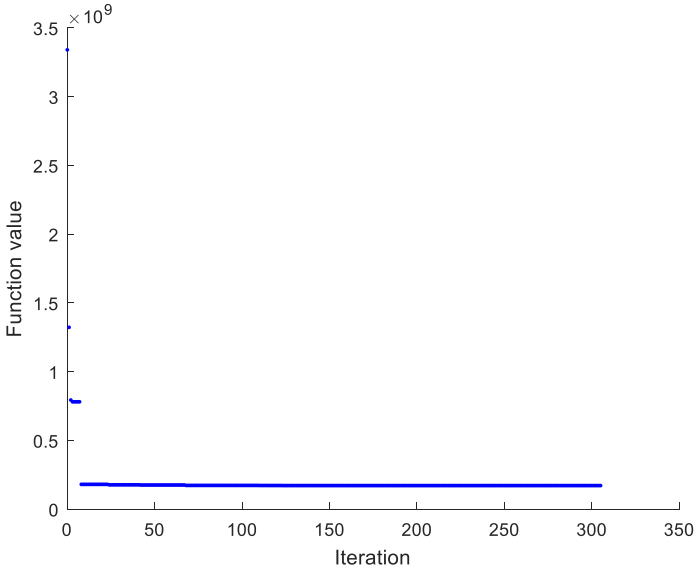


Abb. F.21: Annäherung an die optimale Entlastungsmenge (Function value in m^3) mittels automatischer Systemoptimierung unter Verwendung von Simulated Annealing in Matlab

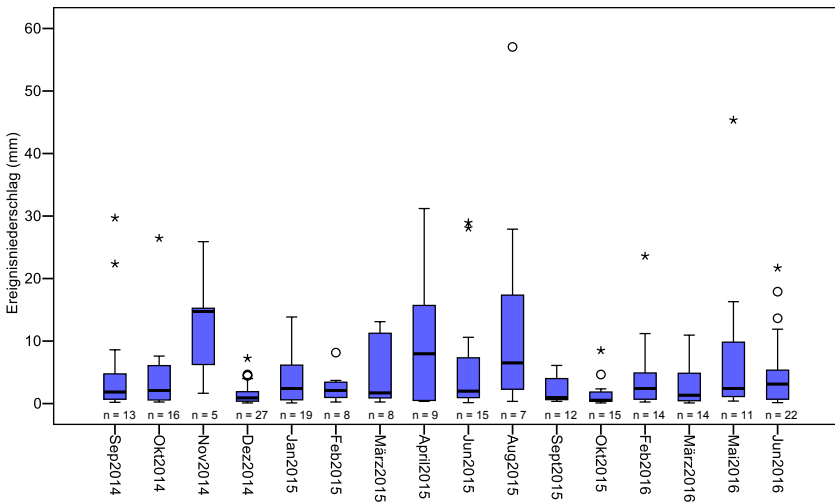


Abb. F.22: Monatsweise Verteilung der Ereignisniederschlagssummen

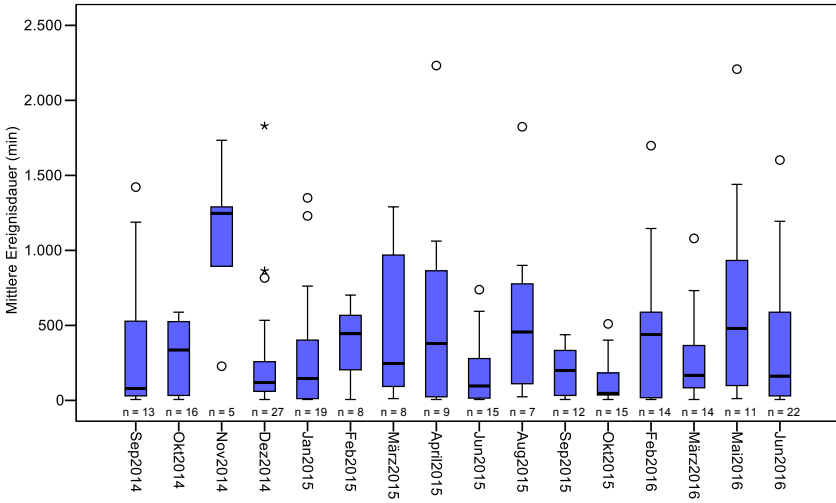


Abb. F.23: Monatsweise Verteilung der Ereignisdauern

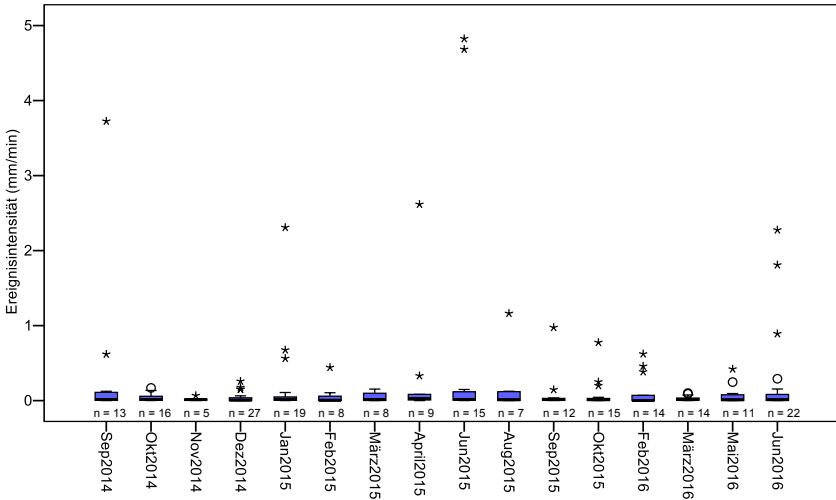


Abb. F.24: Monatsweise Verteilung der Ereignisintensitäten

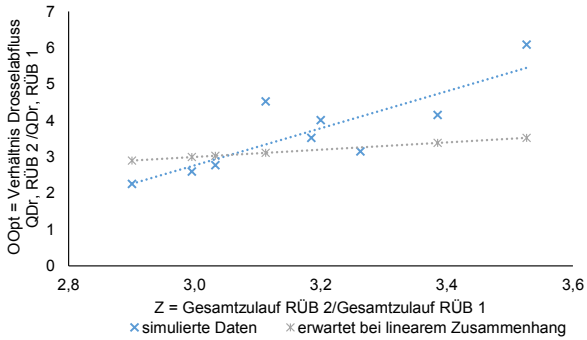


Abb. F.25: Zusammenhang des Zulaufverhältnisses von RÜB 2 zu RÜB 1 und des Verhältnisses der optimierten Drosselabflüsse am RÜB 2 und RÜB 1 im vollständig simulierten System

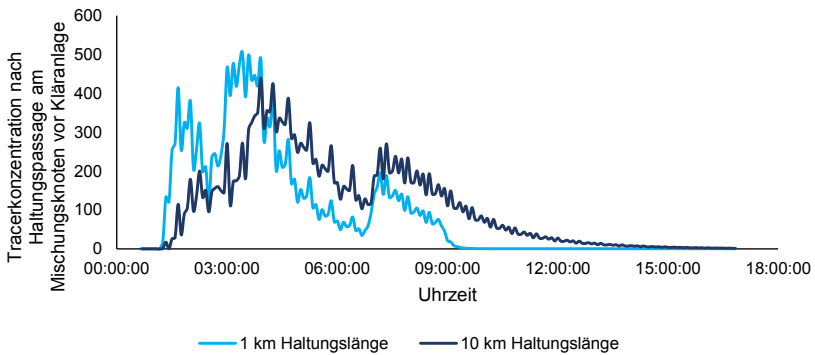


Abb. F.26: Auswirkungen veränderter Haltungslängen auf die Fließzeiten im System dargestellt am Beispiel eines virtuellen Tracers

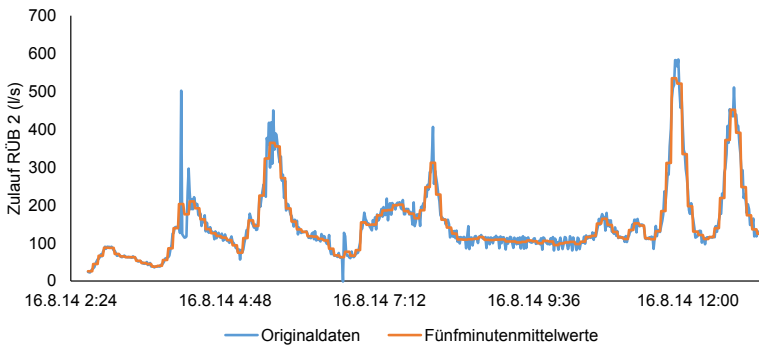


Abb. F.27: Fünfminutenmittelwerte der Zulaufdaten an RÜB 2 am 16.04.2014

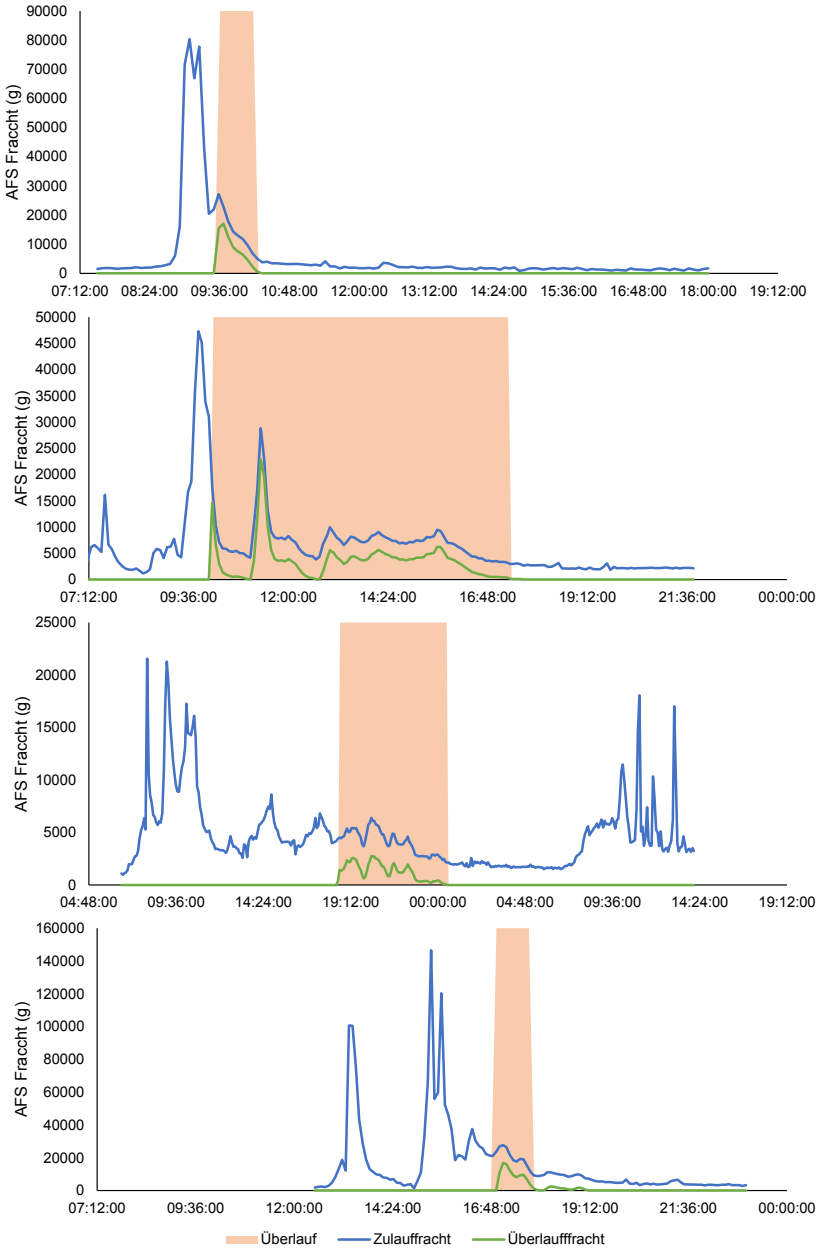


Abb. F.28: Beispielhafte Frachtganglinien der mittels Zentralbeckenansatz ausgewerteten Überlaufereignisse vom 29.08.14, 31.08.14, 12.-13.09.14 und 15.04.15 (von oben nach unten)

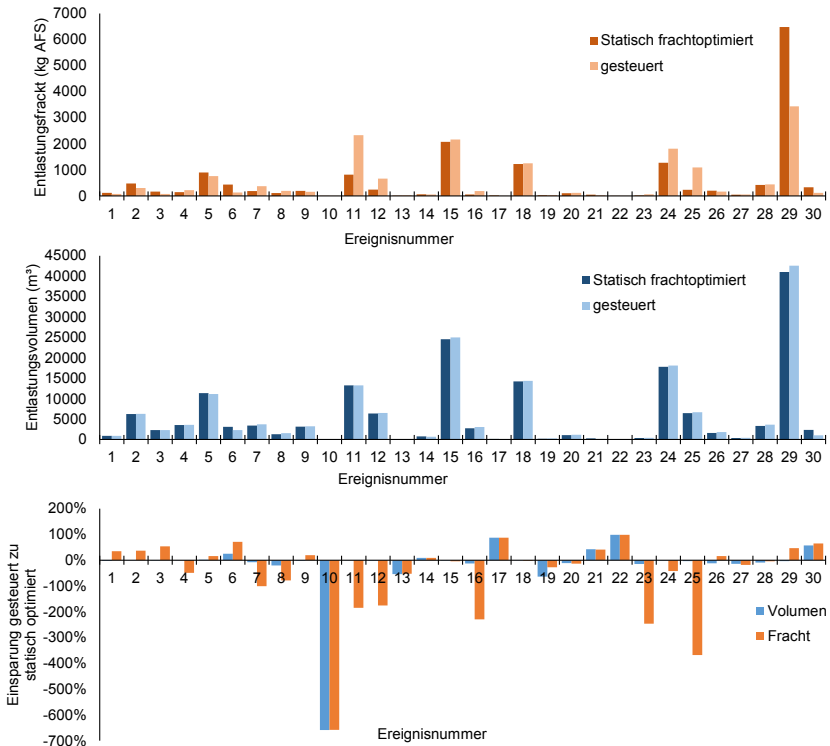


Abb. F.29: Entlastungsfrachten (oben) und -volumina (Mitte) der einzelnen Überlaufereignisse bei statischen und qualitätsabhängig gesteuerten Drosselabflüssen und prozentuale Einsparungen durch die qualitätsabhängige Steuerung für die einzelnen Überlaufereignisse

G Steuerungscode

Steuerungsregel 1: Einzelbeckensteuerung

```
RULE STEUERUNG1_1
IF NODE RÜB1 DEPTH < 1.78
AND NODE RÜB2 DEPTH > 4.59
THEN PUMP PUMPE_RÜB1 SETTING = 0.5
AND PUMP PUMPE_RÜB2 SETTING = 1.2046783625731
```

```
RULE STEUERUNG1_2
IF NODE RÜB1 DEPTH > 1.78
THEN PUMP PUMPE_RÜB1 SETTING = 1
AND PUMP PUMPE_RÜB2 SETTING = 1
```

```
RULE STEUERUNG1_3
IF NODE RÜB2 DEPTH < 4.59
THEN PUMP PUMPE_RÜB1 SETTING = 1
AND PUMP PUMPE_RÜB2 SETTING = 1
```

Steuerungsregel 2: Volumenabhängige Steuerung

```
RULE STEUERUNG2_1
IF NODE RÜB1 DEPTH > 1.78
AND NODE RÜB2 DEPTH < 2.63
THEN PUMP PUMPE_RÜB1 SETTING = 2
AND PUMP PUMPE_RÜB2 SETTING = 0.590643274853801
```

```
RULE STEUERUNG2_2
IF NODE RÜB1 DEPTH < 1.78
AND NODE RÜB2 DEPTH > 2.63
THEN PUMP PUMPE_RÜB1 SETTING = 0.5
AND PUMP PUMPE_RÜB2 SETTING = 1.2046783625731
ELSE PUMP PUMPE_RÜB1 SETTING = 1
AND PUMP PUMPE_RÜB2 SETTING = 1
```

```
RULE STEUERUNG2_3
IF NODE RÜB1 DEPTH < 1.78
AND NODE RÜB2 DEPTH < 2.63
THEN PUMP PUMPE_RÜB1 SETTING = 1
AND PUMP PUMPE_RÜB2 SETTING = 1
```

Steuerungsregel 3: Qualitätsabhängige Steuerung bei hoher Systemauslastung

RULE STEUERUNG3_1

IF NODE ÜBERLAUF_RÜB1 DEPTH > 0

THEN PUMP PUMPE_RÜB1 SETTING = TIMESERIES RÜB1_KONZENTRATIONSSTEUERUNG

AND PUMP PUMPE_RÜB2 SETTING = TIMESERIES RÜB2_KONZENTRATIONSSTEUERUNG

RULE STEUERUNG3_2

IF NODE ÜBERLAUF_RÜB2 DEPTH > 0

THEN PUMP PUMPE_RÜB1 SETTING = TIMESERIES RÜB1_KONZENTRATIONSSTEUERUNG

AND PUMP PUMPE_RÜB2 SETTING = TIMESERIES RÜB2_KONZENTRATIONSSTEUERUNG

ELSE PUMP PUMPE_RÜB1 SETTING = 1

AND PUMP PUMPE_RÜB2 SETTING = 1

Lebenslauf

Anna Bachmann-Machnik, M.Sc.

Beruflicher Werdegang

Seit Aug. 2019	Ruhrverband, Essen
Mai 2019 – Jul. 2019	Wissenschaftliche Mitarbeiter am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der TU Kaiserslautern
Jun. 2014 – Apr. 2019	Wissenschaftliche Mitarbeiter am Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft (ISWA) der Universität Stuttgart

Ausbildung und Studium

Jul 2017 – Jun. 2016	Promotionsstipendiatin der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) an der Universität Stuttgart und TU Kaiserslautern
Okt. 2008 – Mai 2014	Studium der Umweltschutztechnik an der Universität Stuttgart
Jun. 2007	Abitur an der Freiherr-vom-Stein-Schule in Hess.-Lichtenau

Schriftenreihe Wasser Infrastruktur Ressourcen

bereits veröffentlicht wurden

- Band 1 **Tagungsband (2018)**
Regenwasser in urbanen Räumen
aqua urbanica trifft RegenwasserTage 2018
ISBN 978-3-95974-086-9
- Band 2 **Dissertation Hürter, Hagen (2018)**
Erarbeitung gebietsspezifischer Anwendungsempfehlungen
für bi-direktional gekoppelte 1D-2D-Überflutungsberechnungen
ISBN 978-3-95974-087-6
- Band 3 **Dissertation Baron, Silja (2018)**
Analyse von Transformationspfaden zur Ableitung von Handlungs-
empfehlungen für die Abwasserentsorgung im ländlichen Raum
ISBN 978-3-95974-096-8
- Band 4 **Dissertation Scheid, Christian (2018)**
GIS-basierte Starkregen-Risikoanalyse unter besonderer Berücksichtigung
von Datenerfordernissen und methodischer Aussagefähigkeit
ISBN 978-3-95974-102-6
- Band 5 **Dissertation Schäfer, Michael (2019)**
Ein methodischer Ansatz zur Bereitstellung energetischer Flexibilität durch
einen anpassungsfähigen Kläranlagenbetrieb
ISBN 978-3-95974-108-8
- Band 6 **Festschrift zur Verabschiedung von Prof. Dr.-Ing. Theo G. Schmitt (2019)**
Siedlungswasserwirtschaft 'from K'Town to KOSMOS'
ISBN 978-3-95974-104-0
- Band 7 **Dissertation Bachmann-Machnik, Anna (2020)**
Optimierung des Betriebs von Kanalnetzen im Mischsystem
auf Basis von Online-Messdaten
ISBN 978-3-95974-128-6